

Avaliação do processo de remoção biológica de fósforo em Reator de Batelada Sequencial (RBS), com diferentes condições operacionais, utilizando ensaios respirométricos e de biodesfossatação em bancada.

Guilherme Heinzen Silva

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

Guilherme Heinzen Silva

AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO DE REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS (RBS), COM DIFERENTES CONDIÇÕES OPERACIONAIS, UTILIZANDO ENSAIOS RESPIROMÉTRICOS E DE BIODSFOSFATAÇÃO EM BANCADA

Trabalho submetido à Banca Examinadora
como parte dos requisitos para Conclusão do
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária
e Ambiental. – TCC II

Orientadora: Dr. Cláudia Lavina Martins
Coorientadora: Katiane Leal

FLORIANÓPOLIS
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Silva, Guilherme

Avaliação do processo de remoção biológica de fósforo em Reator de Batelada Sequencial (RBS), com diferentes condições operacionais, utilizando ensaios respirométricos e de biodesfosfatação. / Guilherme Silva ; orientador, Cláudia Martins ; coorientador, Katiane Leal. - Florianópolis, SC, 2016.
70 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Inclui referências


1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Biodesfosfatação. 3. Reator em bateladas sequenciais. 4. Lodos ativados. I. Martins, Cláudia. II. Leal, Katiane. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
SANITÁRIA E AMBIENTAL

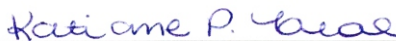
Avaliação do processo de remoção biológica de fósforo em Reator de Batelada Sequencial (RBS), com diferentes condições operacionais, utilizando ensaios respirométricos e de biodesfosfatação.

GUILHERME HEINZEN SILVA

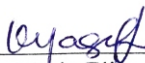
Trabalho submetido à Banca Examinadora
como parte dos requisitos para Conclusão do
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária
e Ambiental. – TCC II



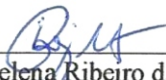
Cláudia Lavina Martins, Dr.
(Orientador)



Katiane Leal
(Coorientadora)



Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.
(Membro da Banca)



Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr.
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS (SC)
JULHO 2016

RESUMO

As águas residuárias são uma preocupação mundial. Quando despejadas de maneira inadequada acabam por impactar a diversidade dos ecossistemas aquáticos, afetando setores importantes da economia, além de prejudicar a saúde pública. Dentre tais consequências da poluição das águas, há o fenômeno conhecido por eutrofização, que devido ao aporte em excesso de nutrientes, pode vir a ocasionar a proliferação exagerada de algas no corpo receptor, que por sua vez provocam a depleção de oxigênio, a diminuição da biodiversidade do meio e severa redução da qualidade da água. Dos nutrientes, o fósforo é fator limitante e por isso sua remoção durante o tratamento de efluentes é necessária. A remoção biológica de fósforo acontece quando se alterna condições anaeróbias/anóxicas e aeróbias na presença de fonte de carbono biodegradável. Na fase anaeróbia, os organismos acumuladores de fósforo (AOP) liberam o fósforo para o meio e na fase aeróbia, o fósforo é absorvido por estes microrganismos. Considerando a necessidade de uma sequência de fases anaeróbia/anóxica e aeróbia, o Reator em Bateladas Sequenciais (RBS) apresenta-se como uma proposta promissora para a remoção de matéria orgânica e nutrientes. O RBS consiste na incorporação de todas as unidades, processos e operações normalmente associados ao tratamento tradicional de lodos ativados em um único tanque. A presente pesquisa está inserida na dissertação de mestrado de Katiane Leal (2016) e tem como objetivo avaliar o processo de remoção biológica de fósforo de um RBS em escala real, com diferentes condições operacionais (idade de lodo – 40 e 25 dias, na primeira e segunda estratégia respectivamente), utilizando ensaios respirométricos e de biodesfosfatação. Os resultados dos ensaios de biodesfosfatação evidenciaram que o fenômeno *luxury-uptake* ocorreu apenas na segunda estratégia. Em relação aos testes respirométricos, foi possível constatar uma condição estável de operação do reator em ambas estratégias. Os valores médios de velocidade de consumo de oxigênio obtidos na primeira estratégia para a respiração endógena, nitrificante e exógena foram 1,85, 11,97 e 7,24 mgO₂.gSSV⁻¹.h⁻¹ e na segunda estratégia estes valores foram de 1,65, 7,39 e 5,96 mgO₂.gSSV⁻¹.h⁻¹, respectivamente. A biomassa presente no reator era formada predominantemente por organismos heterotróficos (70-80%).

PALAVRAS-CHAVE: Biodesfosfatação, Reator em bateladas sequenciais, Lodos ativados.

ABSTRACT

The wastewaters are a global concern, when discharged without proper treatment affect public health, the environmental, and economic activities. Among such consequences of water pollution, there is the phenomenon known as eutrophication. This occurs as consequence of the breakdown of community homeostasis from continued pollution of oligotrophic aquatic bodies with nutrients like nitrogen and phosphorus. From these nutrients, phosphorus input is considered the most critical one, and its removal during wastewater treatment is required. Nowadays, the sequencing batch reactor (SBR) is perhaps the most promising and viable of proposed for activated sludge modifications made for the organic carbon and nutrients removal. Being part of Leal's essay (2016), this research aims to evaluate the biological process of phosphorus removal of a RBS real scale, with different operating conditions using Respirometry and Batch test for phosphorus uptake and release. In synthesis enhanced biological phosphorus removal (EBPR) occurs when alternating anaerobic/anoxic and aerobic conditions in presence of biodegradable carbon source under anaerobic condition. Subsequently, the removal of phosphorus from the system occurs through the sludge disposal. Moreover, experiments were done in a bench scale on Effluent Laboratory Liquid and Gaseous (LABEFLU) using SBR effluent sample. The methodology of Batch test for phosphorus uptake and release was based on Wachtmeister et al., (1997) initial studies and adapted by Monclús et al. (2010), the respirometry tests are according to Wolff et al., (2006). The result of the batch test for phosphorus uptake and release has shown an occurrence of luxury-uptake in the second strategy only. The respirometry test has resulted in regular operation. The values of the first strategy for oxygen depletion, due to substrate consumption in phase endogenous, nitrifying, and exogenous, were 1,85, 11,97 and 7,24 mgO₂.gSSV-1.h-1. In the second strategy were 1,65, 7,39 e 5,96 mgO₂.gSSV-1.h-1.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	17
2. OBJETIVO E FINALIDADE	19
2.1. OBJETIVO GERAL.....	19
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3. FUNDAMETAÇÃO TEÓRICA	20
3.1. PROBLEMÁTICA.....	20
3.2. LEIS AMBIENTAIS	21
3.3. CICLO DO FÓSFORO E MEIO AMBIENTE	21
3.4. REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS (RBS)	23
3.4.1. Funcionamento do RBS	24
3.5. REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA.....	26
3.6. REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO	28
3.7. REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO	29
3.7.1. Etapas da biodesfosfatação.....	31
3.8. BIOMASSA ATIVA	33
3.8.1. Fatores que influenciam o comportamento da biomassa	34
3.9. RESPIROMETRIA	36
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	40
4.1. REATOR EM BATELADA SEQUENCIAIS (RBS)	40
4.2. ANÁLISES LABORATORIAIS.....	42
4.2.1. Análises físico-químicas	42
4.2.2. Respirometria	42
4.2.3. Biodesfosfatação (OAPs-OAPDs).....	44
4.2.4. Microscopia.....	46
4.3. CÁLCULOS	47
4.3.1. Respirometria	47
4.3.2. Biodesfosfatação	48

4.3.3.	Software PAST	48
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	50
5.1.	FÍSICO-QUÍMICOS	50
5.1.1.	Primeira estratégia.....	50
5.1.2.	Segunda estratégia	53
5.2.	RESPIROMETRIA	55
5.3.	BIODESFOSFATAÇÃO	60
5.4.	MICROSCOPIA.....	62
6.	CONCLUSÃO	63
7.	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	64

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Etapas de operação de RBS: I- Enchimento, II- Reações, III- Decantação e IV- Retirada do clarificado e V- Repouso e retirada do lodo em excesso.	25
Figura 2– Esquema simplificado das principais características bioquímicas da remoção biológica de fósforo.....	32
Figura 3– Variação das concentrações de DBO solúvel e ortofosfatos nas condições anaeróbia e aeróbia de um sistema de lodos ativados para remoção biológica de fósforo.	33
Figura 4– Variação de OD com o tempo.....	37
Figura 5– Variação de OD com o tempo através do teste respirométrico.	39
Figura 6– Rede de coleta e tratamento de esgoto.	40
Figura 7– Componentes integrantes do RBS: V0 – Volume estacionário; V1, V2 e V3 – Volumes após o primeiro, segundo e terceiro enchimento; CLP conectado ao computador pessoal; BS EE3 – Bomba submersa na Elevatória anterior ao Reator e BS – Bomba Submersa que retira o clarificado.....	41
Figura 8- Representação de um ciclo de 8 horas.....	42
Figura 9– Esquema dos equipamentos utilizados durante o teste de respirometria em bancada.....	44
Figura 10– Esquema dos equipamentos utilizados na biodesfosfatação em bancada, bombas à vácuo, elenmeyer, aerador, soluções e frascos.....	45
Figura 11 – Ilustração das etapas do ensaio de biodesfosfatação em bancada.....	46
Figura 12– Gráfico das concentrações de Fósforo Total na entrada e saída durante a primeira estratégia.	53
Figura 13 - Concentrações de Fósforo Total na entrada e saída durante a segunda estratégia.	55
Figura 14 – Velocidades específicas de consumo de oxigênio durante a fase endógena, nitrificante e exógena durante a primeira estratégia.	57
Figura 15 - Velocidades específicas de consumo de oxigênio durante a fase endógena, nitrificante e exógena durante a segunda estratégia.....	59
Figura 16- Capacidade de biodesfosfatação apresentada na primeira estratégia.	60
Figura 17- Capacidade de biodesfosfatação apresentada na segunda estratégia.	60
Figura 18 – Lodos da Primeira Estratégia.	62
Figura 19 – Lodos da Segunda Estratégia.	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1– Índice de coleta de esgoto nas regiões brasileiras de acordo com SNIS (2014).	20
Tabela 2 – Concentração de Fósforo Total no esgoto bruto por diferentes autores.	22
Tabela 3 – Resultados para o Teste de Tukey.	50
Tabela 4 – Concentração do esgoto de entrada, licor misto e Saída, bem como a eficiência de remoção da primeira estratégia e limites legais... ..	51
Tabela 5 – Concentração do esgoto de entrada, licor misto e Saída, bem como a eficiência de remoção da segunda estratégia.	53
Tabela 6– Taxa de consumo de oxigênio na fase endógena, nitrificante e exógena durante a primeira estratégia.	56
Tabela 7- Resultado médio da biomassa ativa: autotrófica e heterotrófica no RBS.	56
Tabela 8- Taxa de consumo de oxigênio na fase endógena, nitrificante e exógena durante a segunda estratégia.	58
Tabela 9- Resultado médio da biomassa ativa: autotrófica e heterotrófica no RBS.	58
Tabela 10 - Índice Volumétrico do Lodo	62

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O descarte de águas residuárias de maneira imprópria, de indústrias, moradias, comércio e hotéis, são fontes importantes de poluição devido ao impacto concentrado que causam. Tais despejos em corpos d'água e em zonas costeiras oferecem uma variedade de preocupações como: patógenos que podem comprometer a saúde humana, aumento na concentração de sólidos suspensos, nutrientes e alta demanda biológica de oxigênio. O contínuo crescimento populacional e rápida urbanização e industrialização, expansão e intensificação da produção de alimentos colocam ainda maior pressão sobre os recursos hídricos (UNEP, 2000).

Dos problemas de poluição das águas destaca-se a eutrofização, problema global no qual devido ao aporte exagerado de nutrientes em corpos aquáticos, mais precisamente nitrogênio e fósforo, tem como consequência a quebra do equilíbrio da comunidade. Tal aporte em excesso, gera o crescimento desordenado de algas ocasionando um alto consumo de oxigênio no meio (SEVIOUR, 2003).

Com o propósito em diminuir os efeitos negativos associados ao lançamento de efluentes ricos em fósforo nos corpos receptores, convém limitar sua concentração de lançamento. No Brasil é exigido por lei o cumprimento aos padrões de despejo dos efluentes domésticos e industriais nos corpos d'água. O órgão que define os padrões de qualidade da água é o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), pela resolução Nº 357 de 2005 e adaptada através da resolução Nº 430 de 2011, podendo os estados definirem valores mais restritivos àqueles presentes nestas resoluções. No estado de Santa Catarina por meio do Código Estadual do Meio Ambiente, foi instituído a Lei Nº 14.675 de 2009. O Artigo 177 desta lei, regulamenta as condições possíveis de lançamento em ambientes lênticos limitando em 4 mg/L de concentração de Fósforo Total ou os sistemas devem operar com a eficiência mínima de 75% na remoção de fósforo, desde que não alterem as características dos corpos d'água previstas em lei.

A remoção de fósforo em efluentes sanitário pode ocorrer via processo biológico ou químico. Embora o processo biológico apresente menor eficiência de remoção, este não requer precipitantes químicos que possam comprometer o reuso do lodo excedente.

A remoção biológica de fósforo acontece quando se alternam condições anaeróbias/anóxicas e aeróbias na presença de fonte de carbono biodegradável. Na fase anaeróbia, fontes de carbono, como ácidos graxos voláteis, são retiradas e acumuladas sob forma de poli-hidroxi-alcanoatos

(PHA), enquanto o fósforo é liberado pelos organismos acumuladores de fosfato (OAPs). Posteriormente na fase aeróbia, o fósforo é acumulado em quantidade superior à quantidade liberada na fase anaeróbia (CARVALHO, 2007).

Considerando a necessidade de uma sequência de fases anaeróbia/anóxica e aeróbia, o Reator em Bateladas Sequenciais (RBS) apresenta-se como uma proposta promissora devido a sua simplicidade e flexibilidade de operação. O RBS consiste na incorporação de todas as unidades, processos e operações normalmente associados ao tratamento tradicional de lodos ativados, quais sejam, decantação primária, oxidação biológica, e decantação secundária, em um único tanque (ARTAN e ORHON, 2005).

Nesse contexto, o presente trabalho segue uma série de pesquisas desenvolvidas pelo Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABE-FLU) no estudo de remoção de Fósforo em RBS tratando efluentes sanitários (COSTA, 2005; THANS, 2008; MARCONDES, 2011; FERNANDES, 2013; MARCHAND, 2014 e VOLTOLINI, 2015).

O presente trabalho está inserido na pesquisa de mestrado de Kátiane Leal intitulado como “Avaliação da biodesfosfatação em reator operado em bateladas sequenciais (RBS) em escala real” e tem como objetivo avaliar o processo de remoção biológica de fósforo no RBS, com diferentes condições operacionais (idade do lodo de 25 e 40 dias), utilizando ensaios respirométricos e de biodesfosfatação. Os resultados desta pesquisa juntamente com outros parâmetros analisados, auxiliarão na avaliação do processo de remoção biológica de fósforo que ocorre em RBS operado em escala real.

2. OBJETIVO E FINALIDADE

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliação do processo de remoção biológica de fósforo em Reator de Batelada Sequencial (RBS), com diferentes condições operacionais, utilizando ensaios respirométricos e de biodesfosfatação.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar a eficiência de remoção biológica de fósforo utilizando diferentes tempos de detenção celular (40 e 25 dias);
- Verificar a capacidade de resposta dos organismos acumuladores de fósforo (OAPs) em condições anóxicas e aeróbias após serem submetidos a uma fase anaeróbia;
- Determinar a velocidade de consumo de oxigênio alcançada pela biomassa heterotrófica e autotrófica presente no reator.

3. FUNDAMETAÇÃO TEÓRICA

3.1. PROBLEMÁTICA

De acordo com o quarto relatório da *World Water Development*, apenas cerca de 20 % do esgoto produzido mundialmente recebe o devido tratamento. A capacidade de tratamento é tipicamente atrelada ao nível econômico do país. Enquanto países mais desenvolvidos possuem uma média de 70 % de tratamento, nos países subdesenvolvidos esta média fica em apenas 8 % (UN WATER, 2015).

A Organização Mundial de Saúde (OMS) recomenda que os índices aceitáveis de esgotamento sanitário sejam acima de 80 %, infelizmente poucas são as localidades no Brasil que se enquadram nesta situação. A média nacional fica pouco acima de 50%, em outras palavras, a cada dez imóveis no País cinco despejam o esgoto de maneira inadequada em corpos d'água ou em tanques sépticos mal projetados (SÃO PAULO, 2009).

Em Santa Catarina, as condições de coleta de esgoto são consideradas ainda piores, visto que o estado possui índices abaixo da média nacional e também da região sul. Esta tem média de coleta em 42,69%, no estado de Santa Catarina os índices chegam a apenas 22,39% (SNIS, 2014). Levando em consideração o fato de que nem todo o esgoto coletado é devidamente tratado, pode-se esperar então condições reais piores. Apesar de Santa Catarina possuir um bom Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) em relação aos demais estados brasileiros, o status da área de saneamento não condiz com a qualidade de vida da região.

Na Tabela 1 estão apresentados os índices de coleta de esgoto nas regiões brasileiras.

Tabela 1– Índice de coleta de esgoto nas regiões brasileiras de acordo com SNIS (2014).

Região	Índice (%)
Norte	16,07
Nordeste	35,70
Centro-Oeste	50,74
Sudeste	66,98
Sul	42,69

Esse atraso na área de saneamento no Estado de Santa Catarina, em grande parte do País e em vários países em desenvolvimento revela

que há bastante ainda a ser feito para que a situação evolua a patamares aceitáveis. O que reforça ainda mais a tecnologia descentralizada de tratamento de esgoto como uma excelente alternativa para as localidades que carecem de saneamento adequado.

3.2. LEIS AMBIENTAIS

As práticas antrópicas acabam por exercer grande impacto sobre os recursos hídricos, prejudicando seus usos e qualidade. Os efluentes gerados pelas atividades humanas por conter patógenos, podem afetar a saúde pública, por isso necessitam ser tratados antes de serem lançados nos corpos receptores, evitando a poluição e degradação ambiental (MARCHAND, 2014).

A Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997) conduziu a um grande avanço no aspecto gerencial, definindo a bacia hidrográfica como unidade de gestão e dando valor econômico à água, além de destacar a importância dos usos múltiplos, priorizando o homem e suas necessidades básicas das presentes e futuras gerações (VOLTOLINI, 2015).

Cada país delimita padrões nacionais de qualidade da água em vista da função de seus usos previstos. Como cada país possui sua própria estrutura política, também pode se encontrar padrões regionais, sendo assim tais padrões devem ser iguais ou mais exigentes daqueles do país (Von SPERLING, 1996).

No Brasil, o CONAMA estabelece, através da resolução 357 de 2005, os padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água, sendo complementada pela resolução 430 de 2011. Contudo, ambas não estabelecem padrões de lançamento para o fósforo. No Estado de Santa Catarina a lei Estadual Nº 14.675/2009, Art. 177 passou a restringir que os efluentes tratados somente podem ser lançados direta ou indiretamente em trechos de lagoas, lagunas e estuários no valor limite de 4 mg/L de concentração de fósforo total, ou os sistemas de tratamento devem operar com eficiência maior que 75% para a remoção de fósforo, desde que não altere as características dos corpos d'água previstas em lei.

3.3. CICLO DO FÓSFORO E MEIO AMBIENTE

Como caracteriza Bitton (2005), o fósforo é um micronutriente necessário a todas as células vivas. É um importante componente da ATP (adenosina trifosfato), ácidos nucleicos (DNA e RNA) e fosfolípidios em

células membranosas. Pode ser armazenada tanto em células eucariontes como em procariontes na forma de polifosfatos.

Os depósitos de fósforo são as rochas concebidas durante as eras geológicas e é existente na natureza sob a forma de íon fosfato. Devido ao intemperismo é liberado por meio da dissolução dessas rochas. Aos poucos os vegetais absorvem o mineral que é transferido via cadeia alimentar, depois são os organismos acumuladores de fósforo que realizam o seu regresso ao meio, através da degradação da matéria orgânica (TURNER *et al.* 2003).

Esteves (1988) afirma que o fósforo é um elemento químico fundamental à vida aquática e ao crescimento de microrganismos, além de ser um elemento participante da estrutura molecular fundamental do metabolismo celular (fosfolipídios, coenzimas e ácidos nucleicos). O fosfato existente nos ecossistemas aquáticos é derivado de fontes naturais (rochas da bacia de drenagem e decomposição da matéria orgânica) e artificiais (fertilizantes agrícolas, esgotos domésticos e industriais).

Os esgotos domésticos contêm quantidades consideráveis de matéria orgânica e nutrientes, como nitrogênio e fósforo. A concentração de fósforo em um efluente irá variar de acordo com o tipo de fonte e a cultura dos indivíduos de determinada sociedade. A concentração de fósforo total (forma orgânica e inorgânica) nas águas residuárias pode variar, conforme mostra a Tabela 2.

Tabela 2 – Concentração de Fósforo Total no esgoto bruto por diferentes autores.

Autor	Concentração P _{total} (mg/L)
Metcalf & Eddy (2003)	4,00 - 15,00
Bitton (2005)	10,00 - 20,00
Von Sperling (2002)	5,00 - 25,00

O lançamento de despejos ricos em nutrientes em um corpo d'água pode acarretar na quebra da homeostase da comunidade aquática (SEVIOUR, 2003). Esse fenômeno é conhecido por eutrofização e é um problema global que pode atingir níveis tais quais sejam causadores de interferências aos usos desejáveis do corpo d'água (Von SPERLING, 2005). Tal introdução excessiva de nutrientes, como nitrogênio e fósforo num corpo aquático, pode fazer com que haja crescimento de organismos fotossintetizantes, desencadeando florações com a capacidade de diminuir a disponibilidade de oxigênio dissolvido no meio. Desses nutrientes,

o fósforo é considerado o mais crítico e tido como fator limitante. (SEVI-OUR, 2003).

Como decorrência do excesso de nutrientes pode haver alteração da composição e variedade de espécies fitoplantônicas (COLIJN & CA-DÉE, 2003), além da multiplicação de macroalgas bênticas, decaimento da biodiversidade e do crescimento de algas tóxicas, ocasionando alteração da coloração das águas costeiras (BRANDO, 2004). Segundo Codd (1995) as cianobactérias podem liberar toxinas hepatotóxicas, neurotóxicas e causar reações alérgicas ao ser humano, além de provocar desequilíbrios nos ecossistemas estuários. Desta forma, apesar dos nutrientes serem essenciais para a produção no meio aquático, quando em excesso há a possibilidade de desencadear desequilíbrios ambientais atingindo diretamente os seres humanos.

Para as águas subterrâneas o problema não é muito diferente, despejos no solo de grandes cargas de fósforo podem também desencadear a poluição das águas subterrâneas (METCALF & EDDY, 2003).

3.4. REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS (RBS)

Dentre as várias configurações por lodos ativados, o RBS consiste em um único tanque, que atua como reator biológico e decantador. Funcionando em ciclos que compreendem as fases de enchimento (alimentação), reações biológicas, decantação e retirada (SHULER e KARGI, 2001).

De acordo com Metcalf & Eddy (2003), o objetivo da fase de reação biológica é completar as reações iniciadas durante o enchimento. Principalmente a desnitrificação, que começa na alimentação sob condições anóxicas, seguida pela nitrificação que acontece na fase aeróbia, quando os aeradores são ligados fornecendo oxigênio ao sistema. Tal processo tem ainda maior importância, pois a remoção biológica de fósforo depende da eficiência da desnitrificação.

Metcalf & Eddy (2003) ressaltam que para garantir o correto funcionamento do sistema de tratamento é necessário entender o comportamento dos microrganismos dentro do reator, já que as bactérias possuem papel fundamental na decomposição da matéria orgânica.

Hoje, entre os sistemas de tratamento descentralizado, o RBS é a proposta de lodo ativados modificado mais promissora para a remoção de matéria orgânica e nutrientes. Em curto período de tempo, tornou-se uma forma de tratamento de esgotos sanitários e de despejos industriais bas-

tante popular e conhecido como um sistema efetivo de tratamento biológico graças a simplicidade e flexibilidade de operação (ARTAN e ORHON, 2005)

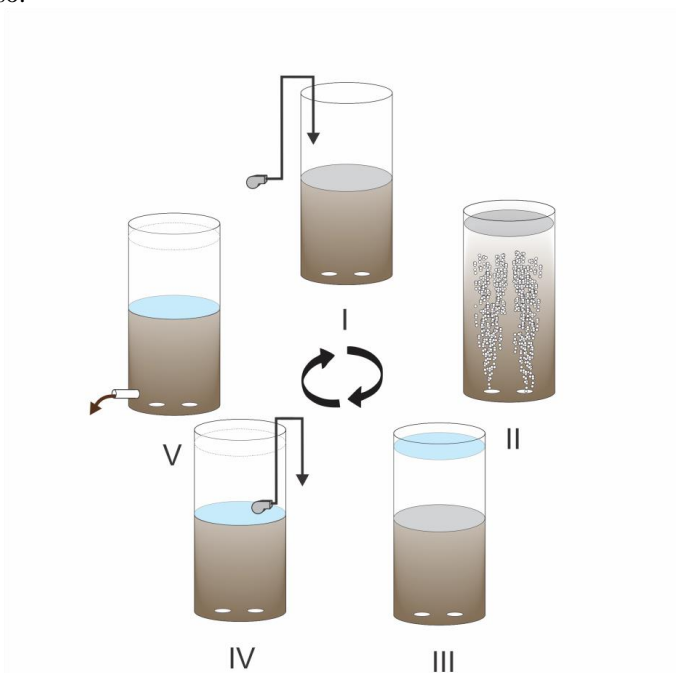
Comparado aos sistemas de lodos ativados convencionais, o RBS possui diversas vantagens como a redução de custos operacionais, melhora da remoção de fósforo e nitrogênio e menor ocorrência do fenômeno *bulking*. Tal fenômeno ocorre quando as espécies filamentosas superam as bactérias floculantes, formando flocos de lodo com baixa densidade, prejudicando a decantação e produzindo efluente com alta concentração de sólidos em suspensão (Von SPERLING, 2002).

Além do mais, é possível ajustar de acordo com a necessidade e tipo de efluente a ser tratado, os ciclos de tratamento (AKIN; UGURLU, 2003). Outra vantagem, na visão de Fernandes *et al.*, (2013) é que o RBS apresenta facilidade de adaptação frente as altas cargas pontuais ou à uma maior vazão ocasional, pois os ciclos podem ser alterados segundo a vazão atual. Por outro lado, uma das desvantagens do sistema no ponto de vista de Costa (2005) é a possibilidade de haver algum problema no tratamento e isto gerar choque de carga ao corpo receptor, além do alto custo de implementação, já que é um sistema automatizado.

3.4.1. Funcionamento do RBS

O funcionamento deste tipo de reator difere principalmente em relação ao fluxo do esgoto, ou seja, o RBS trabalha em fluxos intermitentes. Diferente do sistema do tipo convencional, em que na maioria das estações de tratamento de esgoto, o fluxo é contínuo. Como o princípio de tratamento ocorre em apenas um tanque, os processos e operações passam a ser sequenciais no tempo e não unidades separadas como acontecem nos sistemas convencionais. O tempo de cada ciclo pode ser alterado de acordo com a necessidade de tratamento, e das características do esgoto e da biomassa do sistema (Von SPERLING, 2002). A cronologia dos ciclos aparece na Figura 1.

Figura 1- Etapas de operação de RBS: I- Enchimento, II- Reações, III- Decantação e IV- Retirada do clarificado e V- Repouso e retirada do lodo em excesso.



Fonte: Desenvolvido pelo Autor, adaptado de Voltolini, 2015, p. 36.

Enchimento: momento em que o esgoto bruto ou pré-tratado é bombeado para o reator com o intuito de se misturar ao lodo ativado. O enchimento pode ser controlado via boias de nível ou por temporizadores. É possível o enchimento ser realizado uma única vez no início do ciclo ou escalonado, no caso do enchimento escalonado o afluente é adicionado em pulsos ao longo do ciclo. É recomendável que durante o enchimento os aeradores estejam desligados. De forma a prevenir o fenômeno indesejável *bulking* dentro do reator, é aconselhável a mistura quando o reator estiver com 80% do seu volume, pois assim provoca uma alta taxa de reação biológica, a qual permite às bactérias floculantes superar as espécies filamentosas. (NETO, 2008).

Reações: a finalidade desta etapa é oferecer as condições necessárias para que as bactérias degradem a matéria orgânica efetuando a remoção carbonácea e nutrientes, para isto então ocorre a mistura do lodo ou

os aeradores são acionados e trabalham por um período de tempo. É nesta fase que ocorre a nitrificação e desnitrificação. A biodesfosfatação depende da eficiência da desnitrificação. Somente quando esta se completou e a fase anóxica entra numa fase anaeróbia e ainda há suficiente matéria orgânica, é que existem as condições necessárias para que as bactérias acumuladoras de fosfato liberem o fosfato armazenado. Em seguida na fase aeróbia, os microrganismos irão reacumular o fósforo, porém em maior quantidade do que liberaram na fase anaeróbia (METCALF & EDDY, 2003).

Decantação: tem-se o desligamento dos aeradores, para possibilitar a sedimentação dos sólidos em suspensão no interior do reator. O objetivo é separar a biomassa formada, do líquido clarificado, tanto para conseguir um sobrenadante clarificado quanto para manter a biomassa no sistema. Um problema que deve ser corrigido caso ocorra, é a desnitrificação durante essa etapa, efeito de caráter negativo, já que as bolhas de N_2 ao se desprenderem do fundo, carregam o lodo no sentido ascendente, dificultando a sedimentação (NETO, 2008).

Retirada: o líquido clarificado, disposto na parte superior, é retirado do reator. A retirada pode ser feita com o uso de vertedor ou em reatores menores por meio de bombas.

Repouso: Pode ser usado para aumentar a duração de uma ou mais fases de um ciclo (ARTAN & ORHON, 2005). O excesso de lodo poderá ser retirado nesta fase. O lodo excedente deve ser posteriormente encaminhado a uma correta disposição, ou então tratado. O lodo remanescente permanecerá em repouso no reator até o início do próximo ciclo de operação (JORDAO & PESSOA, 2005).

3.5. REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

A principal consequência da poluição das águas é o decaimento na concentração de OD, isso porque os microrganismos durante os processos metabólicos a qual degradam a matéria orgânica necessitam fazer o uso do oxigênio para completar o processo (Von SPERLING, 2005).

As principais substâncias presentes nas águas residuárias são as proteínas (40 a 60%), carboidratos (20 a 50%), gordura e óleos (10%) e, em menor quantidade, ureia, surfactantes, fenóis e pesticidas. Esta maté-

ria orgânica pode ser dividida em duas componentes principais: uma fração não biodegradável, ou inerte, e outra biodegradável, que ainda pode ser dividida em rápida ou de lenta degradação (METCALF & EDDY, 2003).

De acordo com Von SPERLING (2002), a fração inerte, solúvel (dissolvida) e/ou suspensa (particulada), pode estar presente no afluente ou ser produzida através do metabolismo dos microrganismos do próprio sistema. A fração biodegradável pode ser de rápida ou de lenta degradação, estando presente na forma solúvel e na forma suspensa.

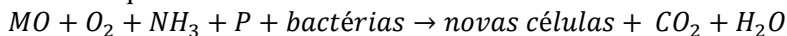
A fração rapidamente biodegradável inclui compostos orgânicos constituídos por moléculas orgânicas pequenas e simples, rapidamente absorvidas e metabolizadas no interior das células, como monossacarídeos, ácidos graxos de baixo peso molecular, aminoácidos e álcoois (BITTON, 2005).

A fração lentamente biodegradável inclui, além das moléculas orgânicas complexas (carboidratos, proteínas e lipídios), moléculas em solução e sob a forma coloidal, que têm em comum o fato de não serem absorvidas pelas células sem antes sofrerem hidrólise extracelular. Este mecanismo constitui o passo limitante da utilização da matéria orgânica lentamente biodegradável pelas células (Von SPERLING, 2002).

Conforme Metcalf & Eddy (2003), o tratamento biológico de esgoto doméstico tem como um dos principais objetivos a remoção de matéria orgânica. No RBS acontecem reações bioquímicas de remoção da matéria orgânica e de nutrientes, dependendo das condições favoráveis (pH, temperatura, idade de lodo, carga orgânica, biomassa ativa e entre outros) (BITTON, 2005).

A remoção de matéria orgânica em esgotos domésticos é atingida via meios metabólicos usando uma variedade de microrganismos, principalmente bactérias. Os microrganismos costumam converter a matéria orgânica particulada e dissolvida em produtos simples, como consequência também há o crescimento de novas células, como pode ser verificado na equação 1 de oxidação biológica de matéria orgânica (METCALF & EDDY, 2003).

Eq 1:



Na equação 1, o oxigênio, amônia, e fosfato, representam os nutrientes necessários para a conversão de matéria orgânica em produtos simples como CO_2 e H_2O , as bactérias são os agentes de oxidação do processo, já as novas células representam o crescimento da biomassa.

3.6. REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

A remoção biológica de nutrientes vem ganhando nos últimos anos bastante atenção por parte dos projetistas de sistemas de lodos ativados. Em especial nitrogênio e fósforo, o tópico tem sido muito discutido em encontros científicos internacionalmente, com grande avanço sendo alcançados no sentido de maior compreensão do fenômeno e de sua modelagem matemática (Von SPERLING, 2002).

Durante o processo de remoção biológica de nitrogênio ocorrem duas etapas principais, a primeira é a nitrificação, em que a amônia é oxidada em nitrito e posteriormente o nitrito é oxidado em nitrato e a desnitrificação, que é a redução biológica de nitrato em nitrogênio gasoso e assim o nitrogênio é removido do sistema (METCALF & EDDY, 2003).

Nos esgotos domésticos brutos, as formas predominantes são o nitrogênio orgânico e a amônia. Estes dois, conjuntamente, são determinados em laboratório pelo método Kjeldahl, constituindo assim denominado Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). As demais formas de nitrogênio são usualmente de menor importância nos esgotos afluentes a uma estação de tratamento (Von SPERLING, p. 257 2002).

A nitrificação na opinião de Park et al. (2008) é um regime aeróbio e autotrófico, em que o oxigênio é consumido com a função de ser o agente oxidante junto a utilização do carbono inorgânico como fonte de carbono celular por parte dos microrganismos nitrificantes. Com essa reação de oxirredução, os microrganismos nitrificantes são capazes da síntese de compostos orgânicos, a partir de fontes de carbono inorgânico, como resultado há o crescimento destas células.

Falta de oxigênio, variação de pH e temperatura, relação de C:N e compostos tóxicos são fatores que influenciam no funcionamento das nitrificantes. Outra situação que também afeta a nitrificação é altas concentrações de matéria orgânica, pois facilita o crescimento de microrganismos heterotróficos, os quais competem com os organismos autotróficos nitrificantes por oxigênio e nutrientes. Por tais motivos, é necessário o controle de sistemas biológicos, a fim de garantir o crescimento bacteriano autotrófico (BITTON, 2005).

Depois da nitrificação ainda é necessário a desnitrificação para que haja a definitiva remoção de nitrogênio do sistema, porque o produto final da nitrificação é o nitrato e este ainda resta solubilizado no efluente.

A desnitrificação é a redução biológica do nitrato ao gás nitrogênio (N₂). Desta forma o nitrogênio será removido definitivamente do efluente líquido (BITTON, 2005).

Henze *et al.*, 2001 em seu estudo, afirma que a desnitrificação acontece devido as bactérias heterotróficas facultativas possuírem a capacidade de modificar o seu sistema enzimático, para que na falta de oxigênio dissolvido no líquido, possam utilizar o oxigênio presente no nitrato como aceptor de elétrons.

3.7. REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO

O fósforo se encontra presente no esgoto em forma de ortofosfatos, polifosfatos e formas orgânicas do fosfato. A retirada de fósforo significa sua transferência do efluente líquido ao lodo, por não existir fósforo em forma gasosa, sob condições normais de temperatura e pressão, sendo assim o fósforo é retirado do sistema através do descarte de lodo (METCALF & EDDY, 2003). De acordo com Von Sperling (1996), os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de transformação.

Levin & Shapiro iniciaram a partir de 1965 pesquisas sobre a biodesfosfatação em águas residuárias. Foram responsáveis pelo desenvolvimento do assunto ao perceberam que o lodo podia reter grandes quantidades de fósforo, além de sua necessidade metabólica, tal fenômeno ficou conhecido por alta remoção de fósforo ou "*luxury uptake*" (MARAIS *et al.* 1983).

Barnard, na África do Sul, foi responsável por projetar e desenvolver diversas configurações para aumentar a remoção biológica de fósforo, várias destas ainda usadas hoje. A maioria evolui da planta Bardenpho que foi projetada para melhorar a eficiência de remoção de Nitrogênio, contudo adicionando um reator anaeróbio neste sistema viabilizou a remoção de fósforo (SEVIOUR, 2003). Diversas configurações para aumentar a biodesfosfatação têm sido usadas, todas estas incluem os passos básicos de uma zona anaeróbia seguida por uma zona aeróbia. (METCALF & EDDY, 2003).

Para a remoção biológica de fósforo, é essencial a existência de zonas anaeróbias e aeróbias na linha de tratamento. A zona anaeróbia é considerada um seletor biológico para os microrganismos acumuladores de fósforo. Esta zona propicia uma vantagem em termos de competição para os organismos acumuladores de fósforo, já que eles

podem assimilar o substrato nesta zona antes de outros organismos, não armazenadores de fósforo (Von SPERLING p. 23. 2002).

Para a remoção biológica de fósforo é necessário na fase anaeróbia a presença de matéria orgânica disponível, na forma solúvel e tempo suficiente de detenção para permitir a fermentação. Baixos tempos de detenção hidráulica nesta zona dificultam a assimilação da matéria orgânica de assimilação mais lenta, como a DBO particulada (Von SPERLING, 2005).

As fontes de carbono, particularmente ácidos graxos voláteis, são retiradas e acumuladas anaerobiamente sob forma de poli-hidroxi-alcatoatos (PHA), enquanto o fósforo é liberado pelos organismos acumuladores de fosfato (OAPs). Posteriormente, é acumulado quantidade ainda maior de fósforo pelos mesmos organismos, quando um aceptor de elétron é fornecido, normalmente o oxigênio (CARVALHO, 2007). Além dos OAPs, os organismos desnitrificantes e acumuladores de fósforo também removem o fósforo na presença de nitrato (TSUNEDA, 2005).

Sendo assim, com o propósito em aumentar a remoção biológica do fósforo para proteger os corpos d'água evitando a eutrofização, a estratégia básica para tal processo é o enriquecimento de organismos acumuladores de polifosfatos (OAPs), capazes de acumular quantidades excessivas de polifosfatos dentro de suas células ao serem empregadas as condições anaeróbias e aeróbias ou anaeróbias e anóxica e em seguida através do descarte de lodo pelo fundo do reator retirar o fósforo (SOEJIMA, 2008).

Foi constatado que para ocorrer uma eficiente remoção de fósforo é necessário que na primeira fase não esteja presente oxigênio dissolvido e nitrato, ou seja, deve haver adequada desnitrificação durante o processo de enchimento (MANNING & IRVINE, 1985).

Jeon *et al.* (2001) relatam que mesmo sob alto rigor de controle tanto em lodos ativados convencionais como no RBS, nem sempre se alcança sucesso nas reações anaeróbias/aeróbias. O RBS favorece o crescimento de bactérias heterótrofas, que acabam por capturar e armazenar acetato sob forma de PHA, na fase anaeróbia, e fazer seu uso para o crescimento e como fonte energética, na fase aeróbia seguinte.

Sobrinho & Samudio (2000) estudaram um reator piloto de lodos ativados e obtiveram eficiência de 70% na remoção de fósforo do esgoto sanitário. Utilizando um reator RBS convencional, Costa (2005) conseguiu eficiência média de 59% de remoção de fósforo, fazendo a comprovação de que os nitratos interferem no processo de retirada de fosfato.

O tratamento para retirada de fósforo mais comum é realizado a partir do uso de alumínio ou sais de ferro. Contudo a partir do início da década de 80, em razão do grande sucesso em escala real de sistemas de remoção biológica de fósforo, a utilização desta tecnologia passou a ser mais frequente. A principal vantagem do uso da remoção biológica do fósforo é a redução no custo de uso de substâncias químicas e menor produção de lodo se comparado com a remoção química de fósforo por precipitação (METCALF & EDDY, 2003).

3.7.1. Etapas da biodesfosfatação

O fenômeno biológico de acúmulo de fósforo, realizado pelos organismos acumuladores de fósforo (OAPs), ocorre através de duas etapas principais, uma etapa anaeróbia, seguido de uma etapa em condições aeróbias.

Durante essa primeira fase anaeróbia ocorre três transformações bioquímicas (SEVIOUR, 2003):

1. Algumas bactérias assimilam rapidamente cadeias curtas de ácidos graxos voláteis (AGV) sob a forma de poli- β -hidroxialcano (PHA), cuja composição depende da fonte de carbono. Tendo acetato como fonte de carbono, transforma-se em poli- β -butirato (PHB);

2. Decréscimo intracelular de polifosfatos (poli-p), liberando-os ao meio líquido, portanto aumentando a concentração externa de fósforo e

3. Outras formas de carboidratos, especialmente glicogênio são degradados.

Na etapa aeróbia, outras três transformações bioquímicas ocorrem:

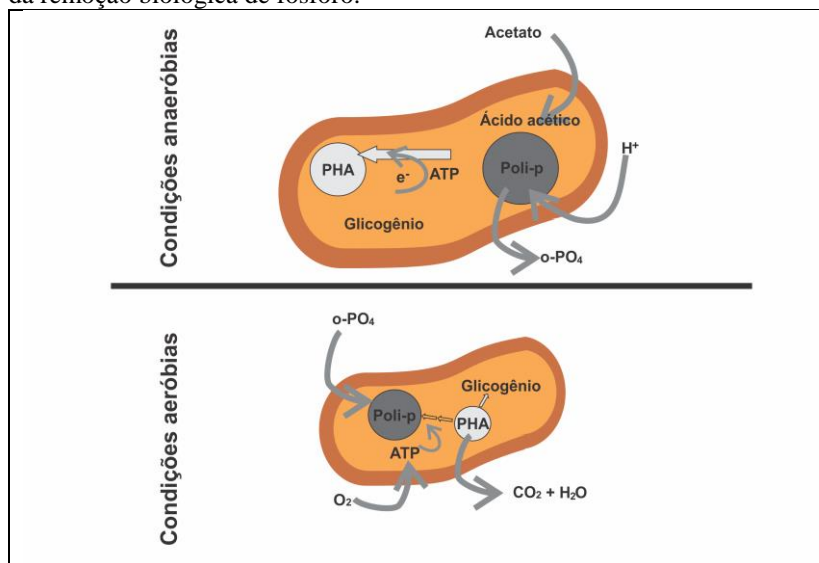
1. Níveis de PHA na biomassa caem, como consequência da utilização de substrato, a população de OAPs aumenta;

2. Aumento da concentração intracelular de poli-p, devido ao consumo de poli-p do meio para geração de energia na fase anaeróbia, consequentemente há uma queda na concentração de fósforo no meio líquido e

3. Reacúmulo de carboidratos intracelular, em específico glicogênio.

A Figura 2 apresenta o mecanismo de biodesfosfatação nas células sob condições anaeróbias e aeróbias, com a concentração de fósforo no meio, revelando assim a importância na compreensão dos processos de remoção biológica de fósforo.

Figura 2– Esquema simplificado das principais características bioquímicas da remoção biológica de fósforo.



Fonte: Desenvolvido pelo Autor, adaptado de Seviour (2003).

Na Figura 3 é apresentado o que ocorre com as concentrações no meio líquido de DBO solúvel e ortofosfatos quando acontece o fenômeno conhecido por *luxury uptake*. Na zona anaeróbia, os organismos acumuladores de fosfato (OAPs) capturam o material orgânico presente no esgoto. A energia para realizar o processo de captura e armazenamento do substrato é fornecida através da hidrólise de polifosfatos armazenados no interior dos organismos, sendo assim na zona anaeróbia a concentração de DBO_{solúvel} diminui e a de ortofosfatos aumenta. Quando ocorre a mudança para condições aeróbias, os mesmos organismos absorvem o fosfato de volta, mas de maneira mais agressiva, fazendo com que a concentração de ortofosfatos no meio diminua (BITTON, 2005).

Figura 3– Variação das concentrações de DBO solúvel e ortofosfatos nas condições anaeróbia e aeróbia de um sistema de lodos ativados para remoção biológica de fósforo.



Fonte: Desenvolvido pelo Autor, adaptado de Von Sperling (2002).

3.8. BIOMASSA ATIVA

O sistema de lodos ativados é projetado e operado em todo o mundo para remover o fósforo de maneira biológica. Todavia ainda restam certas dúvidas sobre a ecologia dos processos de remoção biológica de fósforo e os microrganismos envolvidos, sendo suas funções nos sistemas as possíveis razões destes sistemas serem operados de forma inadequada. Sendo assim, a tecnologia nunca irá atingir todo seu potencial sem antes se compreender todos os processos microbiológicos que envolvem a remoção do fósforo (SEVIOUR, 2003).

Na África do Sul, Barnard, um dos pioneiros a conhecer o processo com ajuda de outros pesquisadores foram responsáveis por desenvolver diversas configurações para o aumento na remoção biológica de fósforo. Este desenvolvimento foi realizado de maneira empírica sem a devida compreensão dos processos microbiológicos, como ainda ocorre de maneira significativa hoje, contudo ao longo do tempo, o avanço de engenharia foi muito mais rápido que o desenvolvimento do conhecimento microbiológico (SEVIOUR, 2003).

Na natureza, o papel chave das bactérias é decompor a matéria orgânica produzida por outros organismos vivos. Para assegurar o cresci-

mento dos microrganismos se deve oferecer ao sistema as condições adequadas e tempo de permanência suficiente para que esses se adaptem e se reproduzam. Este tempo depende da velocidade de crescimento que está diretamente relacionada com seu metabolismo ou consumo da matéria orgânica (METCALF & EDDY, 2003).

Fuhs e Chen foram os primeiros a isolar a bactéria da biomassa com alta remoção de fósforo, estes então as identificaram como do grupo *Acinetobacter* (SEVIOUR, 2003). Na opinião de Metcalf & Eddy (2003) além do *Acinetobacter* ser um dos principais microrganismos responsáveis pela remoção do fósforo, outras espécies como *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Moraxella*, entre outras, também se têm mostrado efetivas nos processos biológicos de remoção de fósforo. A captação de fósforo também pode ocorrer em condições anóxicas. Isto é devido à habilidade de alguns organismos desnitrificantes e acumuladores de fósforo (OAPDs) em promover desnitrificação e captação de fósforo simultaneamente na fase anóxica.

Pesquisas (SATO et al., 1994) comentam que dois grupos de bactérias heterótrofas podem predominar nos lodos dos sistemas anaeróbio/aeróbio. Em condições anaeróbias, na primeira fase do reator o grupo dominante é dos organismos acumuladores de polifosfatos (OAPs) os quais possuem a capacidade de degradar os ácidos graxos voláteis (acetato) e convertê-los em PHA intracelular através de hidrólise dos polifosfatos e glicogênio acumulado.

Já em condições aeróbias, na segunda fase do reator, os organismos acumuladores de glicogênio (OAGs) são dominantes. Durante o consumo e armazenamento anaeróbio de acetato, os OAGs degradam apenas glicogênio celular para fornecer ATP e energia, necessários para converter acetato a PHA. No entanto, estes não degradam os polifosfatos para síntese de PHA, o que acaba por afetar o bom funcionamento do reator, estudos relacionam tais dominâncias como consequência do valor do pH e temperatura (SATO et al., 1994).

Sendo assim como afirma Oehmen (2007), já que os OAGs consomem os ácidos graxos voláteis sem contribuir com a remoção de Fósforo, esses são organismos altamente indesejados no sistema RBS. Contudo em diversos sistemas visando o aumento de remoção biológica de fósforo encontram-se tais organismos. Minimizar o crescimento dos OAGs tem sido um tópico bastante pesquisado devido ao potencial de se aumentar o custo benefício desses sistemas.

3.8.1. Fatores que influenciam o comportamento da biomassa

Idade do Lodo

A idade do lodo, ou tempo de detenção celular, representa o tempo médio de permanência de uma partícula em suspensão no reator. Whang & Park (2006) constaram que para idade de lodo de 10 dias e temperatura de 20 ° C, os OAPs foram dominantes sobre os OAGs. Em temperaturas de 30 ° C para manter a eficiência foi necessário baixar a idade de lodo para 5 dias.

Erdal *et. al.* (2006) mostraram que os melhores resultados foram obtidos com idade de lodo entre 16 e 24 dias em temperatura de 5° C e de 12 e 17 dias para 10° C. O aumento da idade do lodo para valores maiores que 32 dias em 5° C, resultou em baixa eficiência no processo. Confirmando o que relata Von Sperling (2005), quanto maior a idade do lodo, menor a produção de lodo, menor o descarte e menor retirada do fósforo do sistema.

Relação C:P

Para que a biodesfosfatação ocorra há a necessidade de haver produtos orgânicos da fermentação disponíveis para os organismos armazenadores de fósforo. É importante que essa matéria orgânica esteja na forma solúvel de forma a permitir a fermentação. Sedlak (1991) cita relação mínima de 15:1 em termos de DBO solúvel, de forma a obter baixas concentrações de fósforo no efluente (Von SPERLING, 2002)

A relação de C:P é importante pois é um fator que afeta a competição dos AOPs e OAGs. Diversos estudos indicam que alta proporção de DQO:P, maior que 50, nos sistemas de tratamento afeta a eficiência de remoção biológica de fósforo. Proporções entre 10:1 e 20:1 de DQO:P devem garantir melhores resultados para a biodesfosfatação (OEHMEN, 2007)

pH e temperatura

A variação do pH geralmente indica o estágio da reação biológica. Monitorar o pH para a remoção de nutrientes nos sistemas RBS é uma boa maneira de otimizar o tratamento (ANDREOTTOLA et al., 2001)

Metcalf & Eddy (2003) sugerem que a temperatura e pH implicam influência importante na remoção biológica de fósforo, posto que a

sobrevivência e reprodução das bactérias são controladas por tais funções. Ainda que possuam a capacidade de resistir a intervalos amplo de pH e temperatura, o crescimento ótimo acontece em intervalo reduzido de tais parâmetros, sendo normalmente entre 6,5 e 7,5 para Metcalf & Eddy (2003) e entre 7,5 e 8,0 para Von Sperling (2002).

Estudos de Whang & Park (2006) indicam melhores eficiências em temperaturas mais baixas, quanto maior a temperatura, mais se diminui a idade do lodo para tentar manter a eficiência do processo. Em temperaturas de 20 ° C, os OAPs foram dominantes para idade de lodo de 10 dias. Já em 30 ° C os OAGs foram dominantes, para garantir a eficiência do processo foi necessário baixar a idade do lodo para 5 dias.

Nitrato na zona anaeróbia

A desnitrificação afeta o aumento da remoção biológica de fósforo, pois os organismos desnitrificantes consomem uma porção do substrato antes que esse possa ser usado pelos organismos acumuladores de fósforo. Isto limita a remoção de fósforo em alguns sistemas, pois como consequência há uma diminuição na relação de DBO:P (WILDERER *et al.*, 2001).

Além do mais, a transferência de nitrato para a zona anaeróbia inibe a liberação de fósforo (KUBA *et al.*, 1994). Baseado em recentes estudos é aparente que alguns organismos biodesfosfatantes podem utilizar o nitrato com acceptor de elétrons ao invés do oxigênio. Uma das possibilidades de redução da liberação de fósforo pelo nitrato, é a simultânea ocorrência do *phosphorus-uptake* pelos organismos desnitrificantes e acumuladores de fósforo (OAPDs). Comeau *et al.* (1986) reportam que a liberação de fósforo na zona anaeróbia pode ser atingida quando as concentrações de nitrato são menores que 5 mg/L.

3.9. RESPIROMETRIA

Uma maneira de avaliar a eficiência do sistema de tratamento biológico é através da caracterização de atividade da biomassa. Uma alternativa bastante conhecida e amplamente utilizada em diversas estações de tratamento do tipo lodos ativados, devida a sua simplicidade, eficácia e rapidez é a respirometria (WEISS *et al.*, 1999). Para tanto, os ensaios respirométricos são geralmente utilizados em estações de tratamento de es-

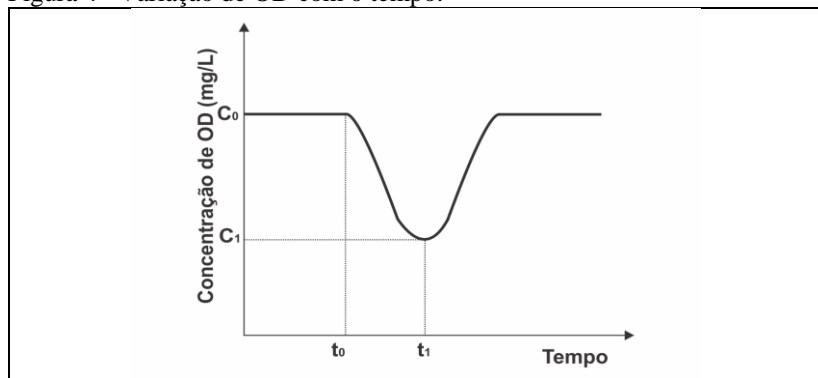
goto do tipo lodos ativados, visando determinar as características de biodegradabilidade dos efluentes e da atividade biológica do sistema (ANDRE-OTTOLA, 2001)

O oxigênio é um dos elementos fundamentais nos sistemas aeróbios de tratamento de esgoto, visto que as bactérias necessitam metabolizar a matéria orgânica e oxidar alguns compostos para manter suas atividades metabólicas (COSTA; FERREIRA; VAN HAANDEL, 2007).

A respirometria é a medição e interpretação da taxa do consumo biológico de oxigênio, perante condições experimentais bem controladas. Pelo fato de o consumo de oxigênio estar associado ao crescimento de biomassa e remoção de substrato, a respirometria torna-se então uma técnica muito útil para a operação dos processos de lodos ativados (COPP; SPANJERS; VANROLLEGHEM, 2002). Fernandes *et al.* (2013) relatam que uma queda expressiva do valor da velocidade de consumo de oxigênio, pode indicar a presença de substâncias tóxicas ou inibidoras no afluente.

A medição da concentração de oxigênio dissolvido (OD) no meio é realizada com o auxílio de uma sonda. Para ser determinada a velocidade de consumo de oxigênio, a aeração é interrompida até o valor de consumo limite de 1 a 2 mg/L. Tal redução é adquirida em poucos minutos após a interrupção e é retomada quando atingida a aeração. Através da inclinação da reta é obtida a velocidade de consumo de oxigênio (VAN HAANDEL & CATUNDA, 1982). A Figura 4 apresenta um esquema da variação da concentração de oxigênio dissolvido com o tempo, obtido nos testes de respirometria.

Figura 4– Variação de OD com o tempo.



Fonte: Desenvolvido pelo Autor, adaptado de Schmidell (2001).

Existem basicamente dois processos durante o consumo da matéria orgânica pelos microrganismos nos sistemas de lodos ativados: a de anabolismo, que é a conversão de material orgânico em mais células bacterianas e de catabolismo que é o consumo de oxigênio para oxidação da matéria orgânica e produção de energia usada na fase de anabolismo. Como consequência ocorre o crescimento bacteriano e o consumo de oxigênio (FERNANDES, HAANDEL, CAVALCANTI, COURA 2001).

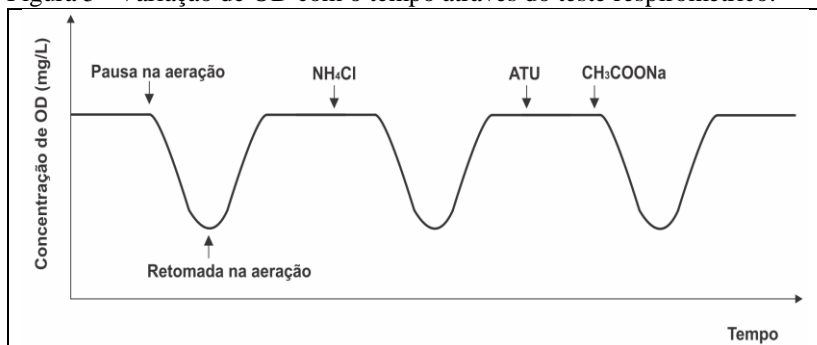
O ensaio respirométrico é baseado na relação entre a velocidade de consumo de oxigênio e a quantidade de substrato adicionado. Para os organismos heterotróficos, a relação é dada de 1:1, em que uma unidade de matéria orgânica solúvel biodegradável é oxidada para uma unidade de oxigênio. Já em relação aos organismos autotróficos nitrificantes tal proporção é dada de 1:4,57, ou seja, para oxidar 1mg/L de nitrogênio na forma de amônia são necessários 4,57 mg/L de oxigênio. Sendo assim, estabelecidas as relações da velocidade de consumo de oxigênio com a quantidade de substrato adicionado, em conjunto ao conhecimento prévio da estequiometria de rendimento celular desses organismos, é possível aplicar a respirometria para avaliar o metabolismo heterotrófico e autotrófico (FILHO *et al.*, 2015).

A velocidade de consumo de oxigênio é determinada durante três condições:

- Respiração endógena, oxigênio necessário para a respiração do lodo ativado, em outras palavras, a energia requerida para manter as funções das células.
- Consumo de oxigênio durante a nitrificação, sem fonte de carbono, após a adição de substrato específico para as bactérias autotróficas.
- Respiração exógena, com adição de fonte de carbono (substrato para as bactérias heterotróficas), após a inibição da nitrificação com Allylthiourea (ATU) - que é um inibidor seletivo do grupo das Nitrossomonas.

Na Figura 5 está apresentada a evolução na concentração de oxigênio no meio líquido durante as etapas endógena, nitrificante e exógena.

Figura 5– Variação de OD com o tempo através do teste respirométrico.



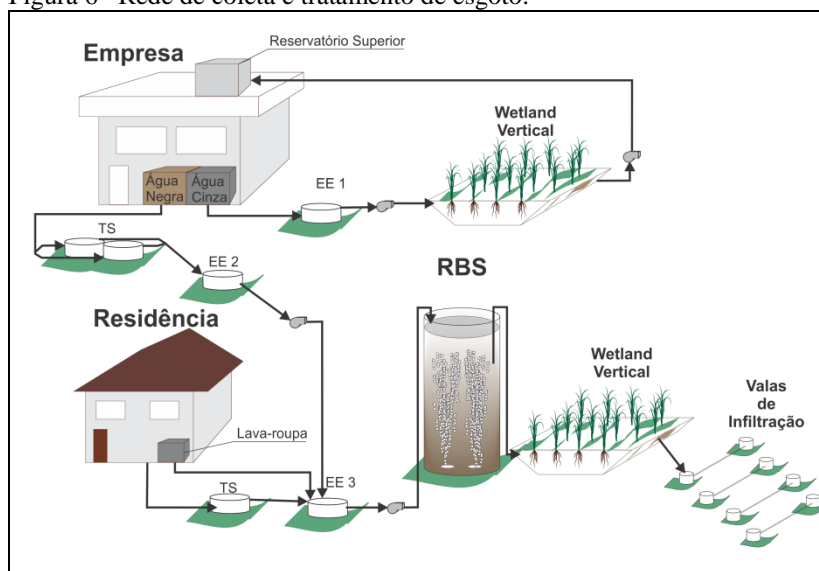
Fonte: Desenvolvido pelo Autor, adaptado de Wolff et al. (2006).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. REATOR EM BATELADA SEQUENCIAIS (RBS)

O reator do tipo RBS, em escala real, recebe esgoto sanitário de uma residência, com quatro moradores e de um edifício comercial, que possui cerca de trinta funcionários, equivalente a uma contribuição diária em torno de 10 habitantes. A rede coletora e os sistema de tratamento estão representados na Figura 6.

Figura 6– Rede de coleta e tratamento de esgoto.



Fonte: Desenvolvido pelo Autor adaptado de Voltolini (2015).

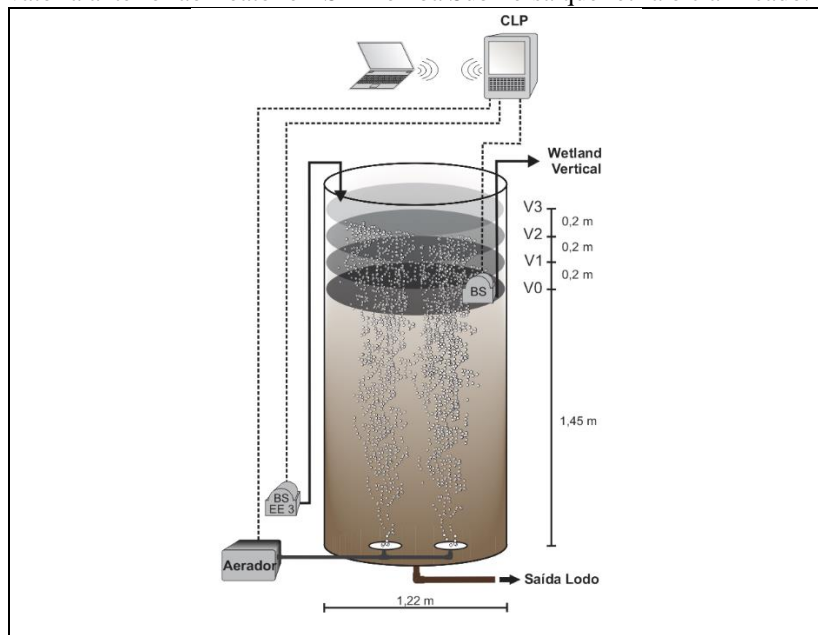
A rede coletora de esgoto é dividida em três tramos. O primeiro é compreendido pelas águas cinza, de pias e duchas, advindas da empresa e encaminhadas via gravidade a elevatória EE1, a qual bombeia o efluente para o sistema de tratamento de esgoto do tipo *wetland* vertical, que após o tratamento é bombeado a um reservatório superior, o qual fornece água aos vasos sanitários da empresa. O segundo coletor recolhe as águas negras, dos vasos sanitários, que passam por dois tanques sépticos em paralelo e são destinados a elevatória EE2, que acumula certo volume e bombeia para a elevatória EE3. O terceira e último tramo é compreendido pelas águas negras vindas da residência que passam por um tanque séptico

e águas cinzas, da máquina de lava roupas, que vão via gravidade a elevatória EE3. A EE3 é controlada via boias de nível, que atingindo certa altura bombeia o efluente para o RBS.

Após o tratamento no reator, o efluente tratado sai deste através de bombas e segue para um *wetland* vertical, para polimento e por fim o efluente é destinado para infiltrar no solo, via quatro valas de infiltração.

O RBS tem forma cilíndrica, possui diâmetro de 1,22 metros e altura total de 2,05 metros, sendo a altura útil de tratamento de 0,6 metros. Tais dimensões conferem ao RBS capacidade de tratamento de 0,7 m³ a cada ciclo. Por intermédio de membranas dispostas no fundo do reator ocorre a difusão de ar. A saída do lodo excedente é dada pela parte inferior, o lodo é então armazenado em galões para posterior disposição final adequada. Na Figura 7 é possível observar todos os componentes atrelados ao reator.

Figura 7– Componentes integrantes do RBS: V0 – Volume estacionário; V1, V2 e V3 – Volumes após o primeiro, segundo e terceiro enchimento; CLP conectado ao computador pessoal; BS EE3 – Bomba submersa na Elevatória anterior ao Reator e BS – Bomba Submersa que retira o clarificado.



Fonte: Desenvolvido pelo Autor adaptado de Voltolini 2015.

O ciclo definido para este estudo foi de 8 horas, portanto o RBS opera três ciclos por dia, totalizando um volume total diário de 2,10 m³ de efluente tratado. O ciclo inicia com a primeira entrada e logo depois a desnitrificação por 90 minutos, misturando o lodo com sopros de ar. A nitrificação vem em seguida, para isto o lodo é aerado durante 40 minutos. Depois há a segunda e terceira entrada com as mesmas repetições. Concluída a terceira aeração, o líquido tratado decanta por um período de 60 minutos. Finalizada a decantação, sucede a saída do clarificado e então o ciclo de oito horas termina com a fase de repouso, com duração de 30 minutos, conforme Figura 8.

Figura 8- Representação de um ciclo de 8 horas.



4.2. ANÁLISES LABORATORIAIS

4.2.1. Análises físico-químicas

Para avaliação do desempenho do RBS, foi realizado o levantamento de dados físico-químico com base na dissertação de mestrado da Katiane Leal (2016). O monitoramento semanal se deu em dois períodos diferente, o primeiro de 11 de Junho de 2015 a 23 de Novembro de 2015 com idade de lodo com 40 dias referente a primeira estratégia. E entre 24 de Novembro de 2015 a 4 de Maio de 2016 para a segunda estratégia utilizando idade de lodo de 25 dias.

4.2.2. Respirometria

A realização do teste de respirometria foi de acordo com a metodologia de Ochoa *et al.*, (2002) e adaptada por Wolff *et al.* (2006). Os ensaios respirométricos foram realizados a fim de caracterizar a atividade da biomassa presente no reator e determinar a velocidade específica de respiração celular.

Inicialmente é feita a coleta de 1 L do lodo diretamente no RBS e deixado na aeração por 24 horas. Após as 24 horas, em laboratório o lodo é lavado três vezes, com água destilada e por fim o volume de 1 L é completado com água destilada.

Feita as etapas anteriores, é iniciado o teste mantendo agitação constante, afim de evitar a sedimentação do lodo e manter a biomassa em suspensão, junto ao fornecimento de oxigênio. A concentração de oxigênio (OD) é então monitorada e gravada pelo oxímetro que posteriormente fornece a evolução da concentração de oxigênio a cada 5 segundos. Nas ocasiões em que o pH estava muito baixo ou alto, este foi corrigido antes de iniciar a análise, com adição de solução básica (NaOH) ou ácida (HCl).

A aeração é mantida até a concentração de OD atingir a saturação no meio líquido, em seguida é desligado o aerador. Espera-se algum tempo até a concentração de OD cair entre 1 e 2 mg/L e então a aeração é retomada. Para todas as etapas, respiração endógena, nitrificante e exógena, foi repetido três vezes com o objetivo de verificação do teste. Esta primeira parte da respirometria serve para obter a velocidade de consumo de oxigênio para a respiração endógena da biomassa.

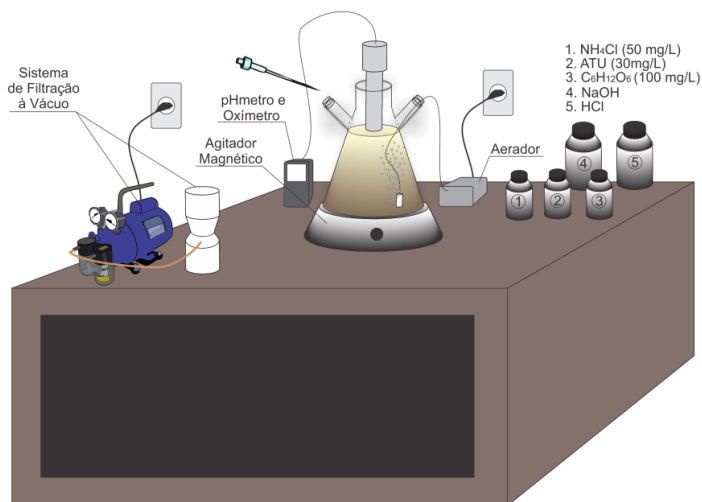
Na segunda parte do teste, a aeração é novamente retomada junto a adição de um pulso de cloreto de amônio (concentração de 50 mg/L de NH_4Cl). A aeração é mantida até a concentração de OD atingir a saturação no meio líquido, em seguida é desligado o aerador. Espera-se algum tempo até a concentração de OD cair entre 1 e 2 mg/L e então a aeração é retomada. O consumo nesta etapa é associado à nitrificação realizada pelas bactérias autótrofas acrescida da respiração endógena.

Na terceira e última parte um pulso de ATU (30mg/L) é adicionado ao reator, logo no início, para inibição das nitrossomonas. Depois de atingida a saturação um pulso de acetato (fonte de carbono) é adicionado e então o aerador é desligado. Espera-se algum tempo até a concentração de OD cair entre 1 e 2 mg/L e então a aeração é retomada. Repetidas as três vezes para a verificação, o teste está finalizado. Nesta última parte, a velocidade de consumo de oxigênio no tempo representa a respiração exógena. Por último então é realizado a análise de SSV. Este valor permite calcular a velocidades de consumo de oxigênio específico da biomassa presente no lodo.

Os dados obtidos são salvos na sonda transferidos para uma planilha de Microsoft Excel®, onde se identificam os $\text{OD}_{\text{iniciais}}$ e os $\text{OD}_{\text{finais}}$ de cada fase e são apresentados em um gráfico. Este gráfico, denominado respirograma, apresenta o comportamento da biomassa através da variação da velocidade de consumo de oxigênio (QO_2X) em presença dos substratos. A QO_2X é obtida através da inclinação da reta de melhor ajuste (regressão linear), formada pelos valores de OD (mg/L) traçados em função do tempo (h).

A Figura 9 apresenta os equipamentos utilizados durante o teste respirométrico.

Figura 9– Esquema dos equipamentos utilizados durante o teste de respirometria em bancada.



Fonte: Desenvolvido pelo Autor.

4.2.3. Biodefossfatação (OAPs-OAPDs)

A metodologia foi baseada em estudos iniciais de Wachtmeister et al. (1997) e adaptada por Monclús et al. (2010), para os estudos comparativos das atividades dos microrganismos, que permite estimar a população de OAPDs presente no lodo assim como a população de OAPs.

Inicialmente é feita a coleta de 1 L do lodo diretamente no RBS e deixado na aeração por 24 horas. Após as 24 horas, em laboratório o lodo é lavado três vezes, com água destilada e por fim o volume de 1 L é completado com água destilada.

Para elaborar a água sintética em duplicata, é levado em conta a alíquota de 50 mL, com concentração de 0,2g/L de acetato de sódio ($\text{C}_2\text{H}_3\text{NaO}_2$). Para o reator dos OAPDs é feito uma fonte de nitrato, com a mesma alíquota de 50 mL e concentração final de 20 mg/L NO_3^- -N.

Durante a fase anaeróbia são adicionados 1L de lodo em cada reator e o agitador é acionado com o objetivo de apenas manter a biomassa em suspensão, de maneira suave sem formação de vórtex, para evitar o

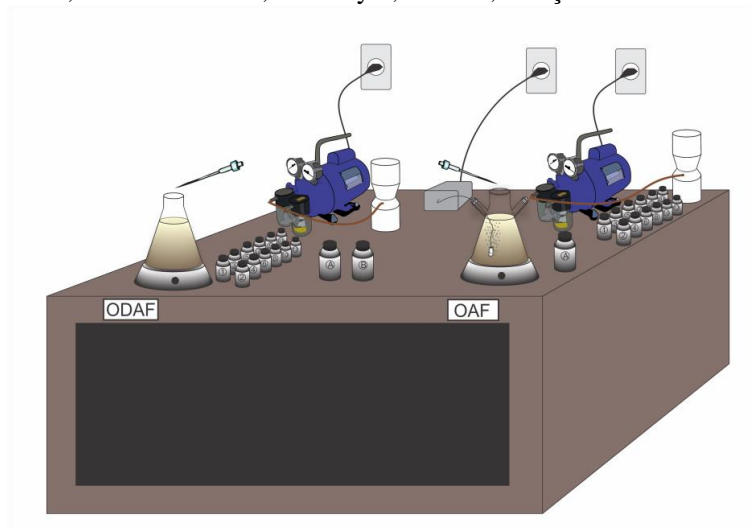
fornecimento de oxigênio. A primeira amostra é coletada no tempo zero, em seguida é adicionado 50 mL de água sintética para cada reator e as coletas são realizadas nos tempos de 10, 20, 30, 60, 120 e 210 minutos.

Após o tempo 210, troca-se de fase. No reator dos OAPs o aerador é ligado e este passa da fase anaeróbia para a aeróbia. No reator dos OAPDs é acrescentado a solução de nitrato, passando da fase anaeróbia para a fase anóxica. E então é feita as coletas nos tempos 220, 235, 270, 300 e 340 minutos.

Todas as amostras são coletas e filtradas a vácuo em microfiltro em fibra de vidro (GF-3, 47 mm) e armazenadas em frascos de vidro. Depois da coleta das 24 amostras, estas são armazenadas e encaminhadas ao DIONEX, que fornece a proporção de fósforo no líquido. Por último então são filtradas duas membranas de fibra acetato celulose (0,2 μ m e 47 mm de diâmetro), em cada reator, para a análise de sólidos suspensos nos reatores.

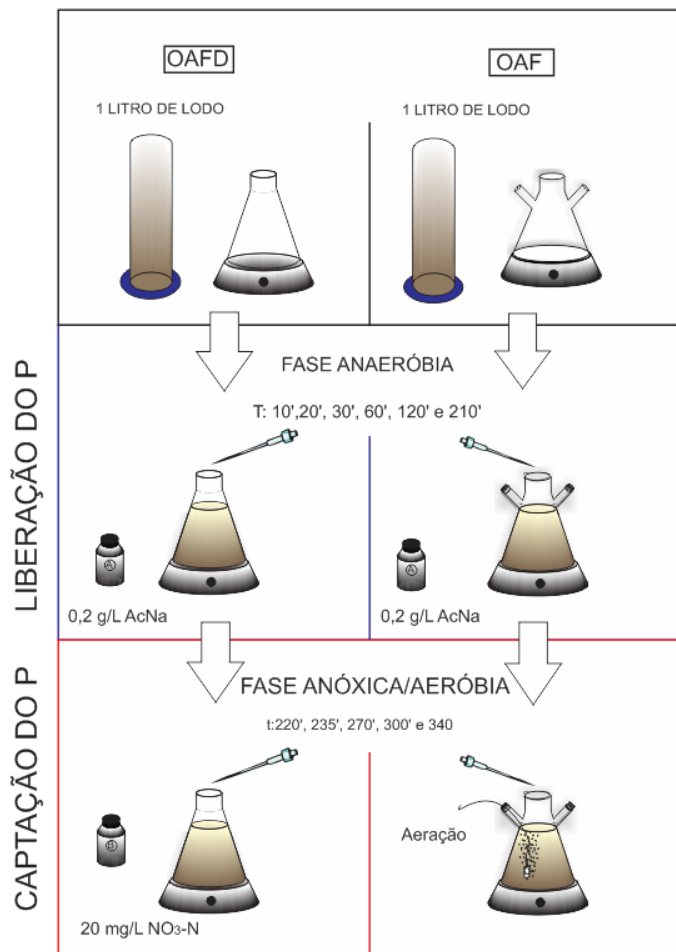
Com os dados obtidos depois da realização do DIONEX, é construído um gráfico mostrando a evolução de concentração do fosfato em ambos os reatores. A Figura 10 apresenta os elementos utilizados durante o procedimento e a Figura 11 expõe as etapas do experimento de forma resumida.

Figura 10– Esquema dos equipamentos utilizados na biodesfosfatação em bancada, bombas à vácuo, elenmeyer, aerador, soluções e frascos.



Fonte: Desenvolvido pelo Autor.

Figura 11 – Ilustração das etapas do ensaio de biodesfossatação em bancada.



Fonte: Desenvolvido pelo Autor.

4.2.4. Microscopia

As análises microscópicas foram realizadas mensalmente por meio de microscopia óptica binocular (microscópio Olympus modelo BX-41) no laboratório do LABEFLU. As amostras foram analisadas no momento da coleta para garantir a representatividade da biomassa do

lodo. Estas análises tiveram como objetivo acompanhar o processo de formação de biomassa e também diagnosticar possíveis problemas de funcionamento nos reatores. As amostras foram analisadas e fotografadas a fim de identificar estruturas peculiares dos organismos presentes e se estes eram diferentes de uma estratégia a outra.

4.3. CÁLCULOS

4.3.1. Respirometria

Após a coleta dos dados da respirometria é possível calcular a dinâmica de consumo de oxigênio pela equação:

$$VCO = \frac{[OD_i - [OD_f]]}{T_{final} - T_{inicial}}$$

Onde:

OD_i: Concentração oxigênio dissolvido inicial (mg/L);

OD_f: Concentração oxigênio dissolvido final (mg/L);

T: tempo em horas (h);

VCO: Velocidade de consumo de oxigênio (mg/L.h).

Para o cálculo da velocidade específica de respiração celular (VCO_e) tem-se a Equação (WOLFF et al., 2006):

$$VCO_e = \frac{1}{[X]} \frac{dO_2}{dt}$$

Onde:

VCO : velocidade específica de respiração (gO₂/gcel.h);

X : concentração celular (gcel/m³);

dO₂/dt : velocidade de consumo de O₂ (gO₂/m³.h).

A biomassa ativa heterotrófica (X_H) e a biomassa ativa autotrófica (X_A) foram calculadas de acordo com o ASM1- Activated Sludge Model N° 1 (HENZE *et al.*, 1987), através das Equações:

$$X_H = \frac{1}{\mu H_{max}} \frac{Y_H}{1 - Y_H} (QO_2) H_{max}$$

$$X_A = \frac{1}{\mu_{Amax}} \frac{Y_A}{4,75 - Y_A} (QO_2) A_{max}$$

Onde:

X_H : concentração de biomassa heterotrófica (mgDQO.L⁻¹);

X_A : concentração de biomassa autotrófica (mgDQO.L⁻¹);

μ_{Hmax} : coeficiente de crescimento heterotrófico (d⁻¹);

μ_{Amax} : coeficiente de crescimento autotrófico (d⁻¹);

Y_H : coeficiente de conversão heterotrófica (gDQO/gDQOoxidado);

Y_A : coeficiente de conversão autotrófica (gDQO/gNoxidado);

$(QO_2) H_{max}$: velocidade de consumo de oxigênio da biomassa heterotrófica (mgO₂.L⁻¹.h⁻¹); e

$(QO_2) A_{max}$: velocidade de consumo de oxigênio da biomassa autotrófica (mgO₂.L⁻¹.h⁻¹).

Os valores de QO_2max foram obtidos experimentalmente no gráfico, sobre a curva de consumo de oxigênio (respirograma). Os parâmetros estequiométricos Y_A e Y_H e cinéticos μ_{Hmax} e μ_{Amax} utilizados para o cálculo foram obtidos na literatura (HENZE *et al.*, 1987), sendo:

Y_H : 0,63 gDQO/gDQOoxidado;

Y_A : 0,24 gDQO/gNoxidado;

μ_{Hmax} ; 6 d⁻¹;

μ_{Amax} : 0,75 d⁻¹

4.3.2. Biodesfosfatação

A velocidade de captação de fósforo foi calculada através da relação entre o coeficiente angular da reta que descreve o decaimento da concentração de fósforo pelo tempo. Admitindo que os OAPDs possuem absorção de fósforo semelhante em condições anóxicas e aeróbias, faz-se então o uso da relação entre absorção de P via O₂/absorção de P via NO₃⁻ como índice de fração para estimar a proporção de OAPDs no total de OAPs presente no RBS.

4.3.3. Software PAST

Os dados obtidos durante as duas estratégias, foram tratados estatisticamente pela —análise de variância (ANOVA) utilizando a entrada do efluente bruto e as de saída do sistema de tratamento a fim de verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as 2 estratégias. O ANOVA é um teste de hipóteses que fornece a probabilidade dos grupos (tratamentos/ Estratégia) terem médias iguais ou diferentes. Existem duas hipóteses:

H_0 : as médias são iguais, não há diferença entre os tratamentos/Estratégia;
 H_1 : as médias são diferentes, há diferença entre os tratamentos/Estratégia.

Portanto, o objetivo do teste é determinar a probabilidade (p) que permite aceitar ou rejeitar H_0 (Ogliari e Andrade, 2004).

Se $p > \alpha$, aceita-se H_0 ;

Se $p < \alpha$, rejeita-se H_0

No presente estudo, o nível de significância utilizado foi de 5%, ou seja, $\alpha=0,05$, para a verificação de diferenças significativas entre as concentrações das variáveis nos períodos 1 e 2.

Havendo diferenças significativas entre as estratégias, pode-se realizar o teste de comparações de múltiplas médias através do Teste de Tukey. Neste teste, a noção de condicionalidade é fornecida, ou seja, a proporção da população que faz parte de um determinado grupo, condicionado ao fato de ter uma característica, conduzirá no conhecimento de outro grupo (variável). É apresentado durante a discussão dos resultados os parâmetros que obtiveram diferença significativa entre as estratégias,

Neste estudo, o teste de Tukey foi aplicado nas estratégias 1 e 2 para avaliar duas situações:

- Se existe diferença significativa entre a concentração média de entrada do efluente bruto e saída do sistema.
- Se existe diferença significativa para o teste respirométrico entre a primeira e a segunda estratégia.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

O desempenho do RBS foi avaliado comparando as eficiências médias de remoção das duas estratégias, a primeira com idade de lodo com 40 dias e a segunda com idade de lodo com 25 dias.

Neste estudo, o software PAST foi utilizado para descrever, analisar e interpretar os dados das amostras coletadas ao longo do monitoramento. Os valores das médias da primeira estratégia foram comparados com as da segunda, contudo apenas para os valores de DQO apresentou diferença estatística significativa. Sendo assim através do Teste de Tukey para todos os outros parâmetros o sistema de tratamento operando com diferente idade de lodo de 40 e 25 dias não apresentou diferenças significativas, como pode ser verificado na tabela 3.

Tabela 3 – Resultados para o Teste de Tukey.

Parâmetros	1ª Estratégia	2ª Estratégia
	Média	Média
DBO (mg/L)	39 ^a	27 ^a
DQO (mg/L)	69^a	45^b
PT (mg/L)	4 ^a	4 ^a
PO ₄ ⁻³ -P (mg/L)	4 ^a	3 ^a
Amônia (mg/L)	13 ^a	16 ^a

Valores seguidos da mesma letra não diferem entre si, ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey

5.1. FÍSICO-QUÍMICOS

5.1.1. Primeira estratégia

Para o diagnóstico dos dados físico-químicos de 11 de Junho de 2015 a 23 de Novembro de 2015, utilizou-se os dados de Leal (2016), representados na Tabela 3.

Tabela 4 – Concentração do esgoto de entrada, licor misto e Saída, bem como a eficiência de remoção da primeira estratégia e limites legais.

Parâmetros	Entrada		Saída		Remoção	Limite Legal
N=14	Média	DP	Média	DP	Efic. (%)	
pH	7,51	0,26	7,16	0,4	-	6-9*
T (°C)	20,17	1,18	20,03	1,17	-	-
DBO (mg/L)	302	85,19	39	20,41	85	60*
DQO (mg/L)	470	269,68	69	26,74	80	-
SST(mg/L)	422	412,73	36	14,63	-	-
SSF (mg/L)	177	189,15	15	10,02	-	-
SSV (mg/L)	246	223,59	25	10,77	-	-
PT (mg/L)	11	1,10	4	0,14	54	4**
PO ₄ ⁻³ -P	7	2,45	4	1,5	59	
Amônia (mg/L)	31	2,8	13	2,1	59	20*

Fonte: Leal (2016)

* CONAMA 430/2011

** Conforme Lei Estadual n° 14.675/2009

De acordo com Von Sperling (2005) o esgoto bruto possui boa degradabilidade orgânica, da ordem de $DQO/DBO \approx 1,14$, desta maneira a fração biodegradável é alta e indica o tratamento biológico como o mais adequado. De acordo com Metcalf & Eddy (2003), o esgoto possui características médias de concentração.

Para os resultados de pH é possível observar que houve variação ao longo do tratamento, com média de 7,51 na entrada e caindo para uma faixa praticamente neutra de 7,16. Segundo Oehmen, 2007, o pH entre 7 e 7,5 é mais benéfico durante a fase aeróbia para os OAPs, sendo assim as condições estavam ideais para a biodesfosfatação.

A temperatura se manteve amena no afluente, média de 20,17 °C, com variação média de 1,18°C. A temperatura é outro fator importante na remoção biológica de fósforo, temperaturas mais baixas são positivas para o processo (OEHMEN, 2007).

Houve bastante variação nas concentrações de DQO na entrada do reator, entre 2236 e 123 mg/L, com média de 470 mg/L \pm 270 mg/L, apesar disto ocorreu eficiente remoção, média de 80%. A relação DQO:P ficou em 49:1 estando bem próximo do limite máximo, 50:1, recomendado por Oehmen (2007). Segundo este autor, proporções entre 10:1 e

20:1 de DQO:P devem garantir melhores resultados para a biodesfosfatação.

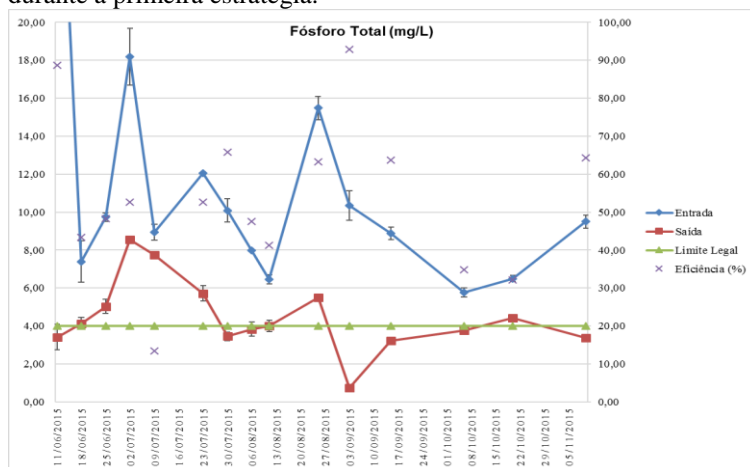
A remoção de DBO também foi positiva, com concentração de saída média de 39 mg/L e remoção média de 85 %, garantindo conformidade com o código do meio ambiente de Santa Catarina, Lei Nº 14.675, de 13 de abril de 2009, que permite lançamento máximo de 60 mg/L, ou no caso de sistema de tratamento biológico de água residuária que tenha eficiência de no mínimo 80 %. A proporção de DBO: P foi de 32:1, Selak (1991) recomenda em vista da remoção biológica de fósforo eficiente uma relação mínima de 15:1 para se obter concentrações de Fósforo Total baixas no efluente tratado, estando o RBS conforme limite mínimo adequado.

A Lei 14.675, de 13 de Abril de 2009, permite lançamento máximo de 4 mg/L de Fósforo Total nos corpos d'água, sendo a média no efluente final atingida em 4,46 mg.PT/L e 3,86 mg. PO_4^{3-}P /L, a eficiência de remoção biológica de fósforo obteve média de 54%, não cumprindo a legislação, mas obtendo valor próximo ao limite. Vê-se que o pior resultado foi no dia 02 de Julho, com concentração média de 8,55 mg/L, ultrapassando bastante o valor permitido. A melhor eficiência foi obtida no dia 3 de Setembro, com média de 93%, destaca-se que nesse dia o valor do pH médio foi de 8,26, no licor misto, o que pode ter contribuído de maneira positiva para os OAPs.

A remoção da amônia, importante pelo seu caráter tóxico aos corpos receptores, no RBS respeitou o limite legal de 20 mg/L no efluente tratado, a média ficou em 12,60 mg/L com desvio padrão em $\pm 2,10$.

Os resultados de Fósforo Total na entrada e na saída, bem como os desvios padrões e eficiências podem ser melhores visualizados figura 12.

Figura 12– Gráfico das concentrações de Fósforo Total na entrada e saída durante a primeira estratégia.



5.1.2. Segunda estratégia

Para o diagnóstico dos dados físico-químicos entre 24 de Novembro de 2015 a 4 de Maio de 2016 utilizou-se os dados de Leal (2016), representados na Tabela 5.

Tabela 5 – Concentração do esgoto de entrada, licor misto e Saída, bem como a eficiência de remoção da segunda estratégia.

Parâmetros	Entrada		Saída		Remoção	Limite Legal
N=16	Média	DP	Média	DP	Efic. (%)	
pH	7,22	0,24	6,66	0,33	-	6-9*
T (°C)	24,96	1,15	25,41	1,2	-	-
DBO (mg/L)	379	140,94	27	15,57	92	60*
DQO (mg/L)	576	454,23	45	11,22	83	-
SST(mg/L)	407	370,24	24	7,91	-	-
SSF (mg/L)	168	162,8	8	2,53	-	-
SSV (mg/L)	239	208,03	16	6	-	-
PT (mg/L)	9	0,43	4	0,28	49	4**
PO ₄ ⁻³ -P (mg/L)	4	21,4	3	0,63	37	
Amônia (mg/L)	71	15,2	16	13,28	80	20*

Fonte: Leal (2016)

* CONAMA 430/2011

** Conforme Lei Estadual nº 14.675/2009

Durante a segunda estratégia, a média do pH foi de 7,22 na entrada, conforme Oehmen, (2007) mantendo-se na faixa ideal de biodesfosfatação.

A temperatura aumentou consideravelmente em relação a primeira estratégia, atingindo uma média de 24,96 °C e desvio padrão de $\pm 1,15^\circ\text{C}$, segundo Oehmen (2007) estudos indicam melhores resultados na proximidade de 20 °C, sendo assim na primeira estratégia estaria mais favorável a biodesfosfatação.

A concentração de DBO na entrada desta vez também aumentou, média de 379 mg/L, bem como o desvio padrão, de $\pm 140,94$ mg/L. Mesmo assim não só manteve boa remoção de DBO, como a eficiência foi de 92 %, mantendo-se dentro do limite legal de 60 mg/L. A relação DBO:P nesta estratégia foi de 40:1, estando acima da relação mínima 15:1 recomendada por Sedlek (1991).

A remoção de DQO também foi eficiente com média de 83%, apesar do grande desvio padrão. Constata-se nesta estratégia a relação DQO:P de 60:1, bastante acima do que recomenda OEHMEN (2007) visando a remoção biológica de fósforo. Diversos estudos indicam que alta proporção de DQO:P, maior que 50, nos sistemas de tratamento afeta a eficiências de remoção biológica de fósforo. Proporções entre 10:1 e 20:1 de DQO:P devem garantir melhores resultados para a biodesfosfatação (OEHMEN, 2007)

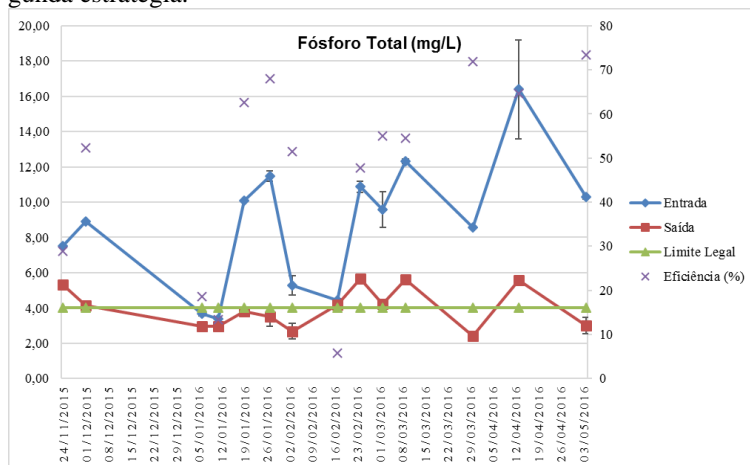
Pesquisas relacionam altas concentrações de sólidos em suspensão no licor misto, com maior eficiência no processo (STENSEL, 1991), contudo a segunda estratégia obteve uma eficiência um pouco melhor mesmo tendo menores concentrações de sólidos suspensos.

A concentração média de fósforo no efluente tratado na segunda estratégia, obteve como resultado 4 mg.PT/L e 3 mg. PO_4^{3-}P /L, com desvio padrão médio de $\pm 0,92$ mg/L e $\pm 0,63$ mg/L. Resultado melhor que a primeira estratégia, bem próximo do limite legal, porém em termos de eficiência diminuiu de 54% para 49%.

Para a amônia esta estratégia foi mais eficiente, contudo em um dos monitoramentos a saída foi de 45 mg/L bem acima do limite legal de 20 mg/L. A média de concentração de saída foi de 16 mg/L com desvio padrão em $\pm 13,28$. Ressalta se a alta concentração de amônia na entrada com 71,10 mg/L, sendo que Von Sperling (2002) considera faixa comum valores entre 25-30 mg/L.

Os resultados de Fósforo Total na entrada e na saída, bem como os desvios padrões e eficiências podem ser melhores visualizados na figura 13.

Figura 13 - Concentrações de Fósforo Total na entrada e saída durante a segunda estratégia.



5.2. RESPIROMETRIA

Nos ensaios de respirometria foi obtido a velocidade de consumo de oxigênio dissolvido (QO_2) nas condições de respiração endógena, nitrificante e respiração exógena, conforme descrito na metodologia. Estes testes foram divididos de acordo com as estratégias, nas tabelas 6 e 8 são apresentados os resultados para os valores de consumo de OD com as médias e desvios. Nas figuras 14 e 15 estão os respirogramas mais representativo de ambas as estratégias.

Os dois respirogramas apresentam a repetição do procedimento para cada decaimento de nível de oxigênio para condições endógenas das bactérias, para o consumo de nitrogênio das nitrificantes e finalmente para as autotróficas.

Em síntese em ambas as estratégias os valores da velocidade de consumo de oxigênio foram próximos. Para respiração endógena as médias para a primeira e segunda estratégia foram de 1,85 e 1,65 $mgO_2.gSSV^{-1}.h^{-1}$ ficaram abaixo da obtido por Voltolini (2015) de 2,58 $mgO_2.gSSV^{-1}.h^{-1}$, tal variação está relacionada ao período de aeração antes de ser iniciado o teste.

Em relação às velocidades de nitrificação, média de 11,57 $\text{mgO}_2.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$ na primeira e 7,39 $\text{mgO}_2.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$ na segunda, ficaram próximas as por Voltolini (2015) 8,77 $\text{mgO}_2.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$ e acima da obtida por Marchand (2014), de 3,89 $\text{mgO}_2.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$.

No geral, os valores também foram próximos ao obtido por Lamego Neto (2008), as quais para os testes de bancada obteve variação entre 5,4 a 11,6 $\text{mgO}_2.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$ em reator híbrido. Para a taxa de consumo de oxigênio na fase exógena a média ficou em 7,24 $\text{mgO}_2.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$ na primeira estratégia, e 5,96 $\text{mgO}_2.\text{gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$ na segunda.

É possível observar nas Tabelas 7 e 9 que havia maior presença de biomassa ativa heterotrófica (X_H) que autotrófica (X_A) nas duas estratégias, em torno de 81% para a primeira e 71% na segunda. Outras pesquisas em ensaios respirométricos também encontraram tal predominância em reatores do tipo RBS, Wolff *et al.* (2006) obteve entre 70% e 80% de biomassa ativa heterotrófica.

O Teste de Tukey para os ensaios respirométricos comparado o sistema de tratamento operando com diferente idade de lodo de 40 e 25 dias não apresentou diferenças significativas.

Primeira Estratégia

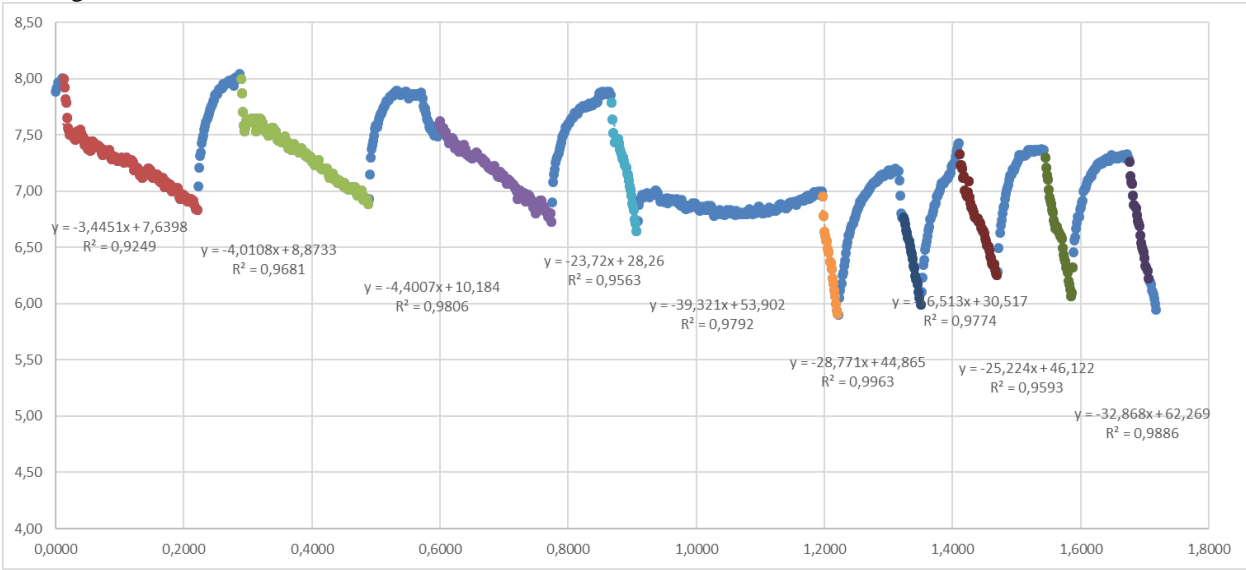
Tabela 6– Taxa de consumo de oxigênio na fase endógena, nitrificante e exógena durante a primeira estratégia.

1ª Estratégia					
Idade do Lodo	Dia	Endógena ($\text{mg.O}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$)	Nitrificante ($\text{mg.O}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$)	Exógena ($\text{mg.O}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$)	SSV (mg/L)
40 dias N=4	18/06/2015	1,85	12,11	7,27	1,88
	30/07/2015	1,85	9,03	5,87	1,55
	27/08/2015	2,17	13,18	6,52	1,48
	29/10/2015	1,52	11,97	9,31	1,98
	Média	1,85	11,57	7,24	1,72
	Desvio Padrão	0,14	1,61	0,48	0,21

Tabela 7- Resultado médio da biomassa ativa: autotrófica e heterotrófica no RBS.

Estratégia	Concentração da Biomassa Ativa		% de representação do total
E1	X_A (mg de DQO_T/L)	27	19%
	X_H (mg de DQO_T/L)	116	81%

Figura 14 – Velocidades específicas de consumo de oxigênio durante a fase endógena, nitrificante e exógena durante a primeira estratégia.



Segunda Estratégia

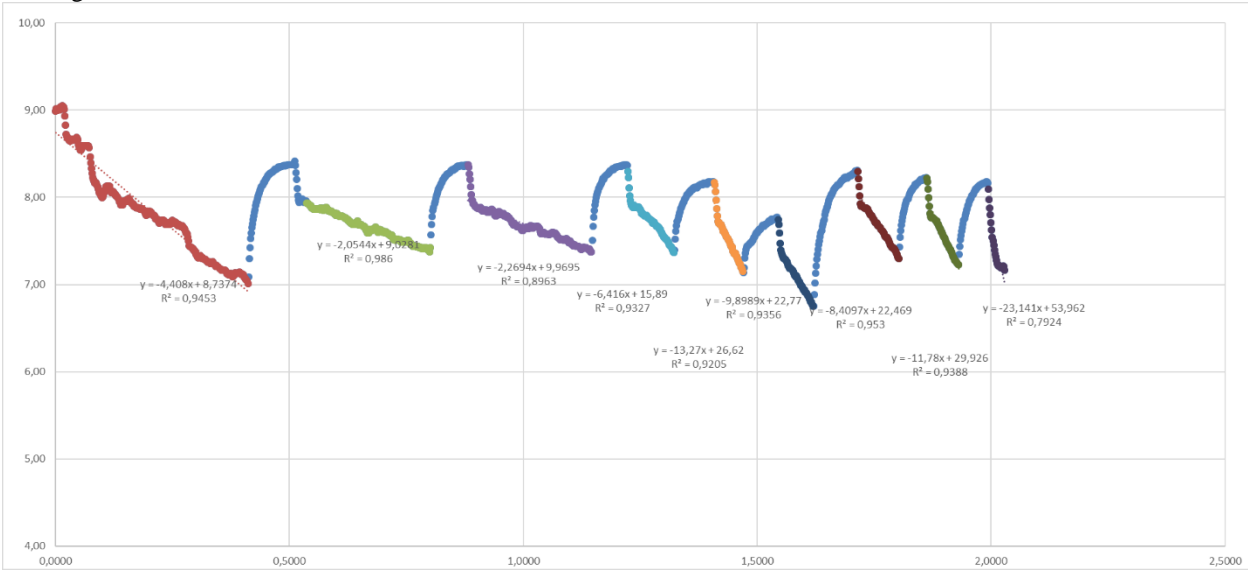
Tabela 8- Taxa de consumo de oxigênio na fase endógena, nitrificante e exógena durante a segunda estratégia.

2ª Estratégia					
Idade do Lodo	Dia	Endógena (mg.O ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)	Nitrificante (mg.O ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)	Exógena (mg.O ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹)	SSV (mg/L)
25 dias N=3	16/12/2015	0,73	8,08	5,38	1,46
	05/02/2016	2,56	7,62	3,79	1,26
	18/02/2016	1,66	6,47	4,88	1,47
	Média	1,65	7,39	5,96	1,41
	Desvio Padrão	0,61	0,61	1,10	0,07

Tabela 9- Resultado médio da biomassa ativa: autotrófica e heterotrófica no RBS.

Estratégia	Concentração da Biomassa Ativa		% de representação do total
E2	X _A (mg de DQO _T /L)	13	29%
	X _H (mg de DQO _T /L)	32	71%

Figura 15 - Velocidades específicas de consumo de oxigênio durante a fase endógena, nitrificante e exógena durante a segunda estratégia.



5.3. BIODSFOSFATAÇÃO

A avaliação da capacidade de remoção biológica de fósforo do lodo do reator durante a primeira e a segunda estratégia estão apresentadas na Figura 12 e 13. É possível observar nestas figuras a baixa taxa de liberação de ortofosfatos para o meio, Marchand (2014) conseguiu em sua pesquisa valores bem superiores. Não foram apresentados todos os resultados dos testes realizados, pois a concentração de ortofosfatos nos outros ensaios diminuiu em vez de aumentar durante a fase anaeróbia.

Na primeira estratégia não foi observado nos ensaios de biodesfosfatação o fenômeno conhecido por *luxury-uptake*. Já na segunda estratégia é possível observar este fenômeno em que os organismos acumularam mais fósforo do que liberaram.

A relação entre os organismos acumuladores de fósforo e nitrificantes acumuladores de fósforo (OADP/OAP) para os ensaios de biodesfosfatação na primeira e segunda estratégia foi de 1,04 e 0,96, mostrando proporções bem próximas, porém maior importância dos OADPs na primeira e maior importância dos OAPs na segunda estratégia.

Figura 16- Capacidade de biodesfosfatação apresentada na primeira estratégia.

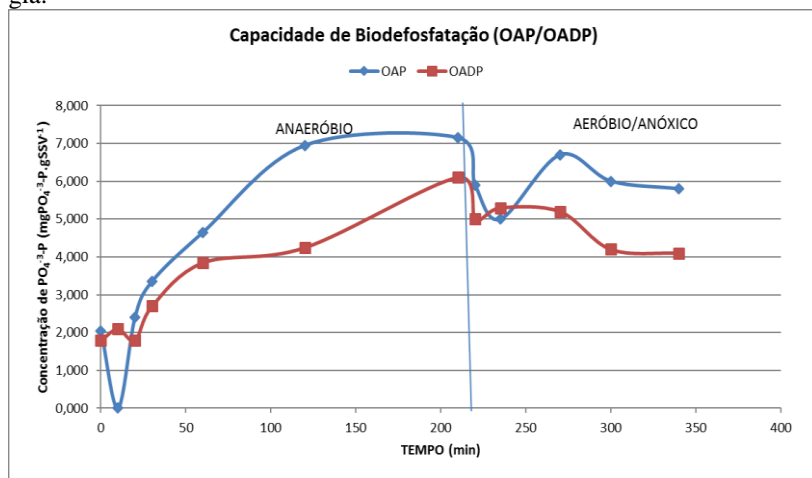
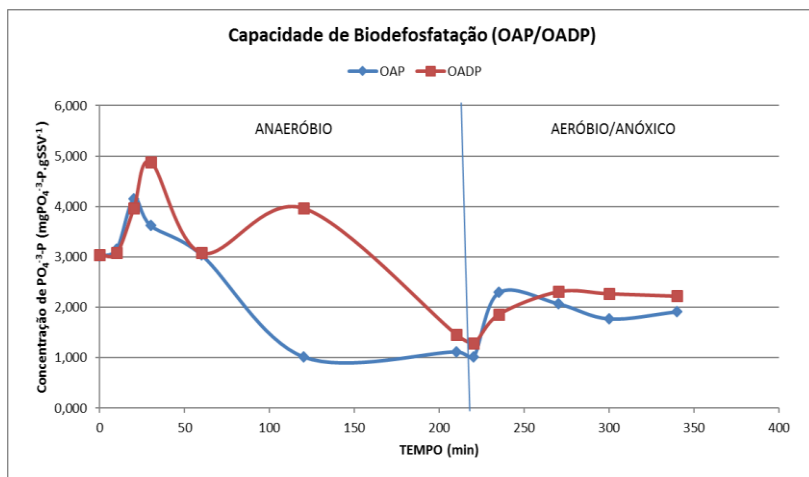


Figura 17- Capacidade de biodesfosfatação apresentada na segunda estratégia.



5.4. MICROSCOPIA

O lodo do reator foi submetido a análises microscópicas, para avaliação da sua qualidade e dos microrganismos encontrados. Os tipos de microrganismos presentes apresentaram pequenas variações nas diferentes estratégias.

Os flocos apresentaram-se estáveis, densos e bem formados, como pode ser observado na tabela 10 e nas Figuras 14 e 15. Esse tipo de floco contribui para uma boa decantação e retirada de um efluente mais clarificado e sem muitas partículas flutuantes (BITTON, 2005; SEVI-OUR et al., 2010). Vilaseca (2001) reporta que uma característica das bactérias é sua capacidade de flocular, ao se juntarem às partículas de matéria orgânica e inorgânica, o que permite uma melhor sedimentação do lodo e também um efluente de melhor qualidade.

Tabela 10 - Índice Volumétrico do Lodo

	Vf	SSV	IVL	Decantabilidade
1ª Estratégia	840	10035	83,71	Boa
2ª Estratégia	120	3473	34,55	Ótima

Fonte: Classificação da decantabilidade conforme Von Sperling (2002).

Figura 18 – Lodos da Primeira Estratégia.

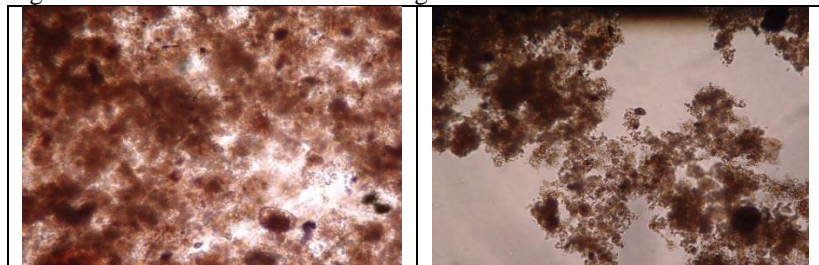
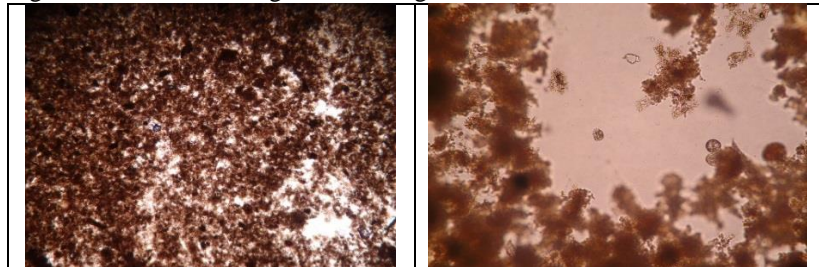


Figura 19 – Lodos da Segunda Estratégia.



6. CONCLUSÃO

Conclui-se com esta pesquisa:

- Durante todo o estudo (primeira estratégia e segunda estratégia) o reator apresentou eficiências médias de remoção de amônia, DQO e DBO, na ordem de 71%, 82% e 89%, respectivamente, atendendo a Legislação de Santa Catarina.

- Na primeira estratégia, com idade de lodo de 40 dias, a concentração de fósforo na saída foi de 4,46 mg/L, estando ligeiramente acima dos limites legais para o lançamento de efluentes. No entanto, na segunda estratégia, com idade de lodo de 25 dias, os resultados obtidos (4,03 mg/L) atenderam a Lei nº 14.675/2009.

- Os resultados dos ensaios de Biorredoxação evidenciaram que o fenômeno *luxury-uptake* ocorreu apenas na segunda estratégia. A relação OAPD/OAP para os ensaios de biorredoxação na primeira e segunda estratégia foi de 1,04 e 0,96, mostrando proporções próximas, porém maior importância dos OAPDs na primeira e maior importância dos OAPDs na segunda estratégia.

- Em relação aos testes respirométricos foi possível constatar uma condição estável de operação do reator em ambas as estratégias. Os valores médios de velocidade de consumo de oxigênio (VCO) obtidos na primeira estratégia para a respiração endógena, nitrificante e exógena foram 1,85, 11,97 e 7,24 mgO₂.gSSV⁻¹.h⁻¹ e na segunda estratégia estes valores foram de 1,65, 7,39 e 5,96 mgO₂.gSSV⁻¹.h⁻¹, respectivamente. Os valores de velocidade de consumo de oxigênio estão dentro da faixa de ocorrência observado em outros estudos.

- Com o teste estatístico é possível afirmar que não houve diferenças significativas na remoção de nutrientes alcançadas nas estratégias avaliadas, havendo diferença significativa apenas na concentração de DQO do efluente tratado. Desta maneira, a idade do lodo não interferiu significativamente no processo de remoção biológica de fósforo.

7. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

AKIN, Beril S.; UGURLU, Aysenur. **The effect of an anoxic zone on biological phosphorus removal by a sequential batch reactor**. Biore-source Technology, Beytepe, 21 nov. 2003. 1.

ANDREOTTOLA, G., FOLADORI, P., RAGAZZI, M., 2001. **On-line control of a SBR system for nitrogen removal from industrial wastewater**. Water Science and Technology 43 (3), 93–100.

ARAÚJO, A L.C. **Comportamento de formas de fósforo em Sistemas de Lagoas de Estabilização em Escala Piloto sob Diferentes Configurações** Tratando Esgotos Domésticos. Dissertação de Mestrado, UFPB. Campina Grande, 1993.

ARTAN, N.; ORHON, D. **Mechanism and design of sequencing batch reactors for nutrient removal**. In: IWA Publishing. 99 p. Scientific and Technical Report, n. 19, 2005.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. 3° ed. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc. 750p. 2005.

BRANDO, V. E.; CECCARELLI, R.; LIBRALATO, S. & RAV-AGNAN, G. **Assessment of environmental management effects in a shallow water basin using massbalance models**. Ecological Modelling, 172 213–232, 2004.

BRASIL. **LEI Nº 9.433, DE 8 DE JANEIRO DE 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei no 8.001, de 13, 1997. Diário Oficial da União de 09.01.1997.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA **Resolução 357 de 17 de Março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, 2005. Diário Oficial da União, de 18 de março de 2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA **Resolução 430 de 13 de Maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2011. Diário Oficial da União Nº 92, EM 16/05/2011, pág. 89.

CARVALHO G., **Denitrifying phosphorus removal: Linking the process performance with the microbial community structure**. Chemistry Department, Universidade Nova de Lisboa, Caparica 2007, Water Research. 14 p.

CODD, G. A. **Cyanobacterial toxins: occurrence, properties and biological significance**. Water Science and Technology, 32 (4), 149, 156., 1995.

COLIJN, F. & CADÉE, G. C. **Is phytoplankton growth in the Wadden Sea light or nitrogen limited** Journal of Sea Research, 49 83– 93., 2003.

COMEAU, Y., Hall, K.J., HANCOCK, R.E.W., OLDHAM, W.K., 1986. **Biochemical model for enhanced biological phosphorus removal**. Water Resource 20 (12), 1511–1521.

COPP, J. B.; SPANJERS, H.; VANROLLEGHEM, P. A. **Respirometry in Control of the Activated Sludge Process: benchmarking Control Strategies: IWA Task Group on Respirometry in Control of the Activated Sludge Process**. London: Tj International, 2002. 189 p.

COSTA, T. B. DA. **Desempenho de reator em batelada sequencial (rbs) com enchimento escalonado no tratamento de esgoto sanitário doméstico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis 2005.

COSTA, Adriana Guimarães; FERREIRA, Andréa Fagundes; VAN HANDEL, Adrianus. **Monitoramento da atividade bacteriana de um sistema de lodos ativados Bardenpho por meio da respirometria**. Engenharia Sanitária e Ambiental, Pará, v. 1, n. 12, p.17-23, 2007.

ERDAL, U. G; ERDAL, Z. K; RANDALL, C. W. **The Mechanism of Enhanced Biological Phosphorus Removal Washout and Temperature Relationships**. Water Environment Research, Volume 78, Number 7, pp. 710-715(6), 2006.

ESTEVES, F. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Ed. Interciência- FINEP. 575p.. 1998.

FERNANDES, H., **Full-scale sequencing batch reactor (SBR) for domestic wastewater: Performance and diversity of microbial communities**. Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Santa Catarina, 2013, Bioresource Technology. 7 p.

FERNANDES, J. G. S.; Van HAANDEL, A.; CAVALCANTI, P. F. F.; COURA, L. R. **Utilização da respirometria no controle operacional de sistemas aeróbios de tratamento de águas residuárias** – a experiência da CETREL. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 6, no 3, 2001.

HENZE, M., HARREMOËS, P., JANSEN J. LA C., ARVIN, E. **Wastewater treatment: Biological and Chemical Processes**. Springer, 2001. 430 p.

HOFFMANN, H., COSTA, T.B. WOLFF, D.B., PLATZER, C., COSTA R.H.R **The potential of denitrification for the stabilization of activated sludge processes affected by low alkalinity problems**. Brazilian Archives of Biology and Technology.50 (2), 329-337, 2007.

JORDAO, E. P. & PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4a. Ed. Rio de Janeiro: ABES, 932 p., 2005.

JEON, C.O.; LEE, D.S.; PARK, J.M. **Enhanced biological phosphorus removal in an anaerobic/aerobic sequencing batch reactor**: Characteristics of carbon metabolism, Water Env. Res., 73(3), 295, (2001).

KUBA, T., WACHTMEISTER, A., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJEN, J.J., 1994. **Effect of nitrate on phosphorus release in biological phosphorus removal systems**. Water Science Technology 30 (6), 263–269.

LEAL, Katiane Pierre. Avaliação da biodesfosfatação em reator de bateladas sequenciais (RBS) em escala real. In: SILUBESA - SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL XVII., 2016, Florianópolis. **Soluções para um melhor saneamento ambiental**. Florianópolis: Abes, 2016.

MANNING, J.F.; IRVINE, R.L. **The biological removal of phosphorus in sequencing batch reactors.** Journal of the Water Pollution Control Federation, v.57, n.1, p. 87-93, 1985.

MARAIS, G.V.R. et al. **Observation supporting phosphate removal by biological excess uptake - a review.** Water Science and Technology, New York, USA, v.15, p.15-41, 1983.

MARCHAND, B. I. V. **Remoção química e biológica de fósforo de esgoto sanitário em reator em bateladas sequenciais.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2014. 157 p.

METCALF e EDDY. **Wastewater engineering: Treatment and reuse.** 4ª Ed. New York: McGraw Hill, 2003. 1819 p.

MONCLÚS, H., SIPMA, J., FERRERO, G., RODRIGUES-RODA, I., COMAS, J. **Biological nutrient removal in an MBR treating municipal wastewater with special focus on biological phosphorous removal.** In: Bioresource Technology, 101: 3984–3991, 2010.

MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: Projeto PROSAB.** Rio de Janeiro: Abes, 2009. 428 p.

NETO, L. G. L., **Tratamento de esgoto urbano em reator híbrido operado em bateladas sequenciais (RHBS) submetido a variações de cargas.** Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2008. 224 p.

OEHMEN, A., LEMOS, P.C., CARVALHO, G., YUAN, Z., KELLER, J., BLACKALL, L.L., REIS, M.A.M. **Advances in enhanced biological phosphorous removal: from micro to macro scale.** Water Research, 41: 2271-2300, 2007.

OGLIARI, P. J.; ANDRADE, D. F. Estatística básica aplicada às ciências agrônômicas e biológicas: com noções experimentação. **Apostila de aula.** Florianópolis SC. 352p., 2004.

PARIZOTTO, B. A. D. M., **Qualidade da água e distribuição espacial de foraminíferos bentônicos em estuários das baías norte e sul da Ilha de Santa Catarina.** Tese (Doutorado em Geografia) Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2009. 265 p.

PARK, J.J., BYUN, G., YU, J.C., PARK, S.R., JU, D.J. HUR, S.H., PARK, T.J. **Analysis of nitrifying bacterial communities in aerobic biofilm reactors with different DO conditions using molecular techniques.** Water Science and Technology, 1889-1899, 2008.

SANTA CATARINA. **Lei n. 14.675, de 13 de abril de 2009.** Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e Estabelece outras providencia, 2009.

SÃO PAULO. **A melhor cidade do país em tratamento de água e esgoto:** Franca, 2009. Disponível em: <<http://www.sao-paulo.sp.gov.br/spnoticias/lenotia.php?id=206256&c=5328&q=A+me-lhor+cidade+do+pa%EDs+em+tratamento+de+%E1gua+e+esgoto>>. Acesso em: 15 abril. 2016.

SARFARAZ, Sami et al. Anoxic treatment of phenolic wastewater in sequencing batch reactor. **Water Research**, India, v. 38, , p.965-971, 2003.

SATOH, H.; NAKAMURA, Y.; ONO, H.; OKABE, S. **Effect of oxygen concentration on nitrification and denitrification in single activated sludge flocs.** Biotechnol. Bioeng., 83, 604-607, 1994.

SEDLAK, R. **Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater . Principles and practice.** Lewis Publishers. Estados Unidos 240 p, 1991.

SCHMIDELL, W. **Agitação e aeração em Biorreatores.** In: Biotecnologia Industrial, vol 2, 1 ed. São Paulo: Edgard Blücher: 277-331. 2001.

SEVIOUR, R J.; MINO, T; ONUKI, M., **The microbiology of biological phosphorus removal in activated sludge systems.** Institute of Environmental Studies, University of Tokyo, Tokyo, FEMS Microbiology Reviews, 2003. 29 p.

SHULER, M. L.; KARGI, F. **Bioprocess Engineering - Basic Concepts.** 2001.

SNIS. Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos.** 2014.

SOBRINHO, P.A.; SAMUDIO, E.M.M. **Estudo sobre remoção biológica de fósforo de esgoto sanitário, através do processo de lodos ativados operado em bateladas**. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES: Porto Alegre, RS., 2000.

SOEJIMA K., **Modeling and experimental study on the anaerobic/aerobic/anoxic process for simultaneous nitrogen and phosphorus removal: The effect of acetate addition** . Department of Chemical Engineering, Waseda University, Tokyo 2008, Process biochemistry. 10 p.

STENSEL, H.D. **Principles of biological phosphorus removal**. In: SEDLAK, R.I. (Ed.). *Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: principles and practice*. 2nd ed. New York: Lewis Publishers, 1991. p. 141-163.

TSUNEDA, S **Simultaneous nitrogen and phosphorus removal using denitrifying phosphate-accumulating organisms in a sequencing batch reactor** . Department of Chemical Engineering, Waseda University, Tokyo 2005, Biochemical Engineering Journal. 6 p.

TURNER, B. L.; FROSSARD, E.; BALDWIN, D. S. **Organic Phosphorus in the Environment**. CABI, Ascona, Switzerland, 2003.

UNEP United Nations Environment Programme. **GPA STRATEGIC ACTION PLAN TO ADDRESS MUNICIPAL WASTEWATER**. 2000. Disponível em: <<http://unep.org/>>. Acesso em: 10/04/2016

UN-Water (2015) **Wastewater Management**. A UN-Water analytical brief.

VILASECA, M. **Observación microscópica de fangos activados**. In: Boletín Interxter de la Universidad Politécnica de Catalunya N° 119: 67-72, 2001.

VOLTOLINI, C. A., **Avaliação da biodesfosfatação e da coprecipitação com Fe e Al em reator em bateladas sequenciais (RBS)** . Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2015. 128 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 2005, 452p.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. Vol.4. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte 2ªEd. 2002,428p.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. Vol. 2. Ed. DESA-UFMG. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, DESA, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 1996. 211 p.

Van HAANDEL, A. C. & CATUNDA, P. F. C. **Determinação da taxa de consumo de oxigênio em sistemas de tratamento de esgoto**. Revista Engenharia Sanitária. 21, 4,p.481-488, 1982.

WACHTMEISTER, A., KUBA, T., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJNEN, J.J. **A sludge characterization assay for aerobic and denitrifying phosphorus removing sludge**. Water Research, 31 (3): 471–478, 1997.

WHANG, L.-M.; PARK, J.K. **Competition between Polyphosphate- and Glycogen- Accumulating Organisms in Enhanced-Biological-Phosphorus-Removal Systems: Effects of Temperature and Sludge Age**. Water Environ. Res. 78 (1), p. 4–11, 2006.

WILDERER, P.A., IRVINE, E.R.L., GORONSZY, M.C., 2001. **Sequencing batch reactor technology**. IWA Scientific and Technical Report No. 10, UK.

WOLFF, D. B., CHAVEZ, J. C. O., PAUL, E., COSTA, R. H. R. **Repartição da Biomassa Ativa Desenvolvida em Reatores Híbridos no Tratamento de Esgoto Sanitário por Respirometria**. Revista de Ciência & Tecnologia, v. 14, p. 57-65, 2006.

WU, G., Sorensen, K.B., Rodgers, M., Zhan, X., 2009. **Microbial community associated with glucose-induced enhanced biological phosphorus removal**. Water Science and Technology, 2105–2113.